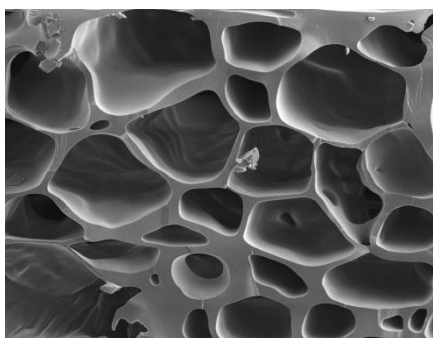


Efectos de la aplicación de biochar en el modelo jerárquico de agregación de un suelo forestal bajo condiciones oceánicas.

Ander Oses Orbegozo

Director: Josep Maria Alcañiz Baldellou

Tutores: Nahia Gartzia Bengoetxea y Ander González Arias



UAB
Universitat Autònoma
de Barcelona

neiker
tecnalia

VISIT...

LANZAROTE
Caliente.COM

Informe del Director, Projecte Final de Carrera de Ciències Ambientals

Alumne: Ander Osés Orbegozo

Assignatura: Projecte final de carrera (Codi 24675).

Curs 2012-13

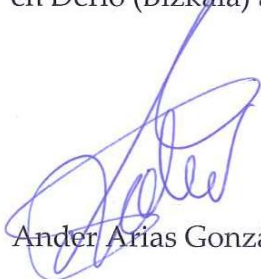
Ander Arias González, investigador del departamento de Producción y Protección Vegetal y **Nahia Gartzia Bengoetxea**, investigadora del departamento de Calidad Ambiental, ambos de NEIKER-Tecnalia,

INFORMAN

Que Ander Osés Orbegozo ha llevado a cabo su proyecto final de carrera titulado "EFECTOS DE LA APLICACIÓN DE BIOCHAR EN EL MODELO JERÁRQUICO DE AGREGACIÓN DE UN SUELO FORESTAL BAJO CONDICIONES OCEÁNICAS" bajo nuestra dirección a lo largo del curso 2012-13.

El alumno, por una parte, ha participado en el establecimiento de los sitio de demostración de silvicultura adaptativa al Cambio Climático del País Vasco en el marco del proyecto REINFFORCE (Interreg IVB Área Atlántica), y por otra, ha desarrollado un estudio científico sobre el efecto del biochar de miscanthus en la formación de la estructura del suelo y en la dinámica de carbono. Este trabajo ha permitido al estudiante familiarizarse con los ensayos de laboratorio para estudiar la estabilidad de los agregados y carbono orgánico. También ha aprendido a tratar estadísticamente los datos y ha explorado la bibliografía de esta especialidad. Todo ello ha permitido al estudiante iniciarse en el ámbito de la investigación científica. En todo momento ha demostrado su buena disposición hacia la realización de las tareas encomendadas, mostrando espíritu de iniciativa, una buena capacidad de trabajo en grupo, así como una excelente efectividad en los trabajos en que ha participado. Por lo tanto, consideramos que el trabajo ha alcanzado los requerimientos de formación que se piden en un proyecto final de carrera.

Y para que conste a los efectos que corresponda, firmamos el presente informe en Derio (Bizkaia) a 31 de enero de 2013.



Ander Arias González



Nahia Gartzia Bengoetxea

AGRADECIMIENTOS/AGRAÏMENTS/ESKER ONEZ

Nahia Gartzia eta Ander González-i, lan hau aurrera atera ahal izateko aukera eskeintzeagatik, egindako gida lanagatik eta eskeinitako denbora eta aholkuengatik.

Neiker-Tecnalia osatzen duten langileei, besoak zabalik jasotzeagatik eta beti gogotsu laguntzeko prest egoteagatik. Laborategian elkarrekin hainbeste ordu pasa ditugun Fer, Arrate, Ania eta Mikel-i bereziki, beraien lanean buru-belarri aritu arren, beti laguntzeko prest agertzeagatik. Luís eta Gorka-ri, Karrantza aldean gurekin batera kaparrak hartzen aritzeagatik, beti bezain umoretsu. Nola ez, Endika-ri, elkarlanean pasatako orduak eramangarriagoak egiteagatik.

A Josep Maria Alcañiz, per ser el nostre Director des de la distància i haver estat sempre disposat a donar un cop de mà quan calia.

A Lluís Trulls, per fer-nos la vida una mica més fàcil.

A la Montse, al Santi i a l'Andrea, per haver-me acollit a casa vostra i fer-me sentir com a casa meva.

Etxekoei, asteburuko mendi buelta izan beharko luken irteera, ibilbide luze eta gorabeheratsu bihurtu arren, bide guztia nerekin batera egiteagatik, indarrak kale egiten zuenean aurrera jarraitzeko bultza eginez. Eta nahiz eta urrun egon, beti gertu sentitu zaituztedalako.

I per últim, a la Carla. Per ser com ets i ser-ho al meu costat.

INDICE

Informe de los Directores	1
Agradecimientos/Agraïments/Eskeona	2
Indice	3
Indice de Tablas	4
Figuras	6
Tablas	7
1. Introducción	8
2. Ubicación del Proyecto	14
3. Justificación	15
2.1. El Biochar Como Enmienda del Suelo	19
2.2. El Biochar para Producir Energía	20
2.3. Biochar para Mitigar el Cambio Climático	21
2.4. Adopción del Biochar Para la Gestión Medioambiental	21
4. Objetivos	23
5. Fundamentos Teóricos	24
5.1. El Biochar	24
5.1.1. ¿Qué Es el Biochar?	24
5.1.2. El Origen de la Gestión y la Investigación del Biochar	25
5.1.3. Composición del Biochar	25
5.1.4. Propiedades Físicas del Biochar	27
5.1.5. Mecanismos de Incorporación del Biochar en el Suelo	29

5.1.6. Cambios Físicos del Biochar en el Suelo	31
5.1.7. Cambios Químicos del Biochar en el Suelo.	32
5.1.8. Cambios Bióticos del Biochar en el Suelo	34
5.2. Secuestro y Estabilización del Carbono	36
5.2.1. Secuestro de la Materia Orgánica en el Suelo.	36
5.2.2. El Ciclo Global del Carbono.	37
5.2.3. Mecanismos de Estabilización de la Materia Orgánica en el suelo.	38
5.2.4. Secuestro del Carbono Dependiendo la Medida de los Agregados.	41
5.2.5. Manejo del Suelo y Captura de Carbono.	43
5.2.6. Carbono Orgánico y Productividad del Suelo	44
5.2.7. Fracciones de Carbono Orgánico en el Suelo	45
5.3. Dinámica de Formación de Agregados	46
5.3.1. Principales Teorías de Agregación del Suelo	46
5.3.2. La Calidad del Suelo	49
5.3.3. La calidad física del suelo.	50
5.3.4. La Materia Orgánica del Suelo	52
5.3.5. Factores que Influyen en la Dinámica de Agregación del Suelo	53
6. Material y Métodos	60
6.1. Ensayo de Laboratorio	60
6.1.1. Caracterización de la Zona de Estudio	60
6.1.2. Caracterización Edafológica del Suelo de Muestra	61
6.2. Desarrollo Experimental	61
6.2.1. Toma de Muestras y Manipulación	61
6.2.2. Determinación de la Capacidad de Campo	62
6.2.3. Características del Biochar	63

6.2.4. Preparación de los Anillos	64
6.2.5. Fraccionamiento en Húmedo	65
6.2.6. Centrifugación de arcillas y limos	66
6.2.7. Balance de Masas.	67
6.2.8. Determinación de Carbono Orgánico	68
6.2.9. Cálculo del Contenido de Carbono Orgánico	69
6.2.10. Análisis Estadístico	70
6.3. Ensayo de Campo	71
6.3.1. Descripción General del Ámbito de Estudio	71
6.3.2. Localización	71
6.3.3 Trabajo de Campo	72
7. Resultados	76
7.1. Dinámica de agregación del suelo tras los tratamientos	76
7.2. Distribución del C orgánico dentro de las diferentes fracciones de agregados	78
7.3. Stock de C orgánico en el suelo.	80
8. Discusión	82
8.1. Dinámica de agregación del suelo y C orgánico de los agregados	83
8.3. Stock de C en el suelo	85
8.2. Efectos del Estudio Sobre el Secuestro de Carbono y las Propiedades del Suelo	86
9. Conclusiones	88
10. Bibliografía	89
11. ANEXOS	
11.1. Presupuesto	96
11.2. Planning del Proyecto	97

INDICE DE TABLAS Y FIGURAS

Figuras.

Figura 1: Evolución de la temperatura superficial desde 1880 hasta la actualidad.	10
Figura 2: Posibles efectos de la aplicación del biochar como enmienda del suelo en el secuestro de C atmosférico	15
Figura 3: Desarrollo ideal de la estructura de biochar con diferentes temperaturas de pirolisis.	27
Figura4: Imagen de la macroporosidad de biochar proveniente de madera producido mediante pirolisis lenta.	29
Figura 5: Esquema de los principales heteroátomos y grupos funcionales que más comúnmente se encuentran en el biochar. .	34
Figura 6: Modelo básico del complejo de una partícula de biochar en el suelo	35
Figura7:. El ciclo global del carbón para la década de 1990	37
Figura 8: Esquema del proceso de estabilización de la MOS.	39
Figura 9: Cambios en el carbono orgánico del suelo inducidos por perturbación y posterior reacumulación por aplicación de manejo de conservación	43
Figura 10: Disminución del C y N del suelo por aumento de la intensidad de uso	44
Figura 11. Modelo de agregación de suelos de Tisdall y Oades.	47
Figura 12 Esquema de interacciones y retroalimentaciones entre los cinco factores principales que influyen en la formación y estabilización de agregados	54
Figura 13: Modelo conceptual que enseña el ciclo de vida de lo macroagregados y formación de microagregados.	57
Figura 14: Ubicación del huerto semillero de Karrantza, unicado en Bizkaia (CAV).	72
Figura15. Delimitación de las zonas de estudio en el huerto semillero.	72
Figura 16. Modelo de parcela montada en zona de estudio.	73

Figura 17: Distribución del porcentaje de cada tamaño de agregados del suelo y sus respectivas desviaciones estándar, respecto a los tratamientos BC, B2, B10 y BN. A lo largo del período de incubación.	77
Figura 18: Variación de la concentración de C orgánico para cada tamaño de agregado del suelo en los tratamientos BC, B2, B10 y BN, a lo largo de todo el periodo de incubación.	79
Figura 19: Stock de C orgánico en las fracciones LMagg, Magg, magg y Silt a lo largo del periodo de incubación para los tratamientos BC, B2, B10 y BN	80

Tablas

Tabla1: Características edafológicas del suelo del huerto semillero de Karrantza. Fuente: Neiker-Tecnalia.	59
Tabla 2: Propiedades químicas del biochar empleado en el estudio: B y BN. Fuente: Elaboración propia.	61
Tabla 3: Síntesis de las cantidades de suelo y biochar empleado para la preparación de los anillos de incubación..	62
Tabla4: Esquema de los días de fraccionamiento realizados durante la incubación.	63
Tabla 5: Representación de los tamaños de fracciones de suelo estudiados y sus tamaños.	63
Tabla 6: Tiempo de centrifugación y fuerzas G empleadas para la sedimentación de Sil y Clay.	65
Tabla 7: Modelo de la recta de calibrado empleado para la determinación de C.	67
Tabla8 : tratamientos aplicados en las parcelas del ensayo de campo.	71
Tabla 9 Representación de las dosis de Biochar y Biochar N aplicadas en las parcelas.	71

1. INTRODUCCIÓN

Uno de los grandes problemas que enfrenta la humanidad en la actualidad es el cambio climático. De acuerdo con los estudios realizados a partir de las iniciativas del Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC por sus siglas en inglés), hoy se sabe que el cambio climático ha sido acelerado por el actuar del hombre; y está afectando a la mayoría de los ecosistemas, además de la forma de vida, la salud y la economía en muchas regiones del planeta (IPCC, 2007). El problema es de gran complejidad debido a sus consecuencias sobre los aspectos concernientes al planeta, que incluyen a la humanidad. El cambio climático está determinado por muchos factores de orígenes diversos, naturales y antropogénicos. La evidencia científica del Cambio Climático (CC) es indiscutible, esto según lo planteado por el IPCC organización internacional líder sobre el tema del cambio climático. Según Ban Ki Moon, Secretario General de Naciones Unidas, “el Cambio Climático es la mayor amenaza para la seguridad a la que se enfrenta el mundo”.

Según la IPCC, el cambio climático es definido como un cambio estable y durable en la distribución de los patrones de clima en periodos de tiempo que van desde décadas hasta millones de años. Pudiera ser un cambio en las condiciones climáticas promedio o la distribución de eventos en torno a ese promedio (por ejemplo más o menos eventos climáticos extremos). El cambio climático puede estar limitado a una región específica, como puede abarca toda la superficie terrestre y puede ser debido tanto a causas naturales (Crowley y North, 1988) como antropogénicas (Oreskes, 2004).

El término, a veces se refiere específicamente al cambio climático causado por la actividad humana, a diferencia de aquellos causados por procesos naturales de la Tierra y el Sistema Solar. En este sentido, especialmente en el contexto de la política ambiental, el término "cambio climático" ha llegado a ser sinónimo de "*calentamiento global antropogénico*". En las revistas científicas, calentamiento global se refiere a los aumentos de temperatura superficial, mientras que cambio climático incluye al calentamiento global y todos los otros aspectos sobre los que influye un aumento de los gases invernadero.

Los efectos más visibles del CC, y por lo tanto los que más fácil se pueden observar son el aumento de temperatura del aire y de los océanos, el derretimiento de hielos y glaciares en todo el mundo y el aumento del nivel del mar a nivel mundial.

Debido al este aumento de las temperaturas a nivel mundial, 11 de los últimos 12 años han sido de los años más calurosos que se tienen en registro desde 1850. El aumento de temperatura promedio en los últimos 50 años es casi el doble del de los últimos 100 años. La temperatura global promedio aumentó 0.74 °C y el nivel del mar ha subido entre 2,7 y 3,7 mm/año durante el siglo XX según el

quinto informe sobre la evaluación del CC, que aún no ha sido publicado pero del que se conocen algunos datos.

El principal agente de CC es el efecto invernadero ampliado producido por el aumento, en la atmósfera, de la cantidad de una serie de gases tales como CO₂, CH₄, NO_x y vapor de agua entre otros (Villalobos, 1999; SEMARNAT/PNUMA, 2006; Masera et al., 1995; De Jong, 1997). Actualmente, existe un fuerte consenso científico que el clima global se verá alterado significativamente, en el siglo XXI, como resultado del aumento de concentraciones de gases invernadero tales como el dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxidos nitrosos (NO_x) y clorofluorocarbonos (CFCs) (Houghton *et al.*, 1990, 1992). Estos gases están atrapando una porción creciente de radiación infrarroja terrestre y se espera que hagan aumentar la temperatura planetaria entre 1,5 y 4,5 °C.

El más abundante, y que ha aumentado más rápidamente su presencia en la atmósfera debido a la actividad humana es el CO₂ (Acosta et al., 2001; PNUMA/ORPALC 2006). Hoy en día hay más CO₂ en la atmósfera, y el CO₂ es el contribuidor principal y dominante al cambio climático de origen antropogénico y su concentración atmosférica ha aumentado desde un valor de 278 partes por millón en la era preindustrial hasta 393 ppm en la actualidad.

El aumento de esta concentración viene dado en gran medida por el consumo de combustibles fósiles y por la deforestación que se está dando, sobre todo en zonas tropicales. Según proyecciones del IPCC, muy probablemente, las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) continuarán aumentando y llegarán a tener en el año 2100, en el caso del CO₂, concentraciones entre un 90 y un 250% por encima del año 1750. Entre 1992 y 2008 a nivel global, las emisiones de CO₂ aumentaron un 36%, pasando de alrededor de 22.000 millones a poco más de 30.000 millones de toneladas (PNUMA, De Río a Río+20), siendo la quema de combustibles fósiles, su causa principal. Las estimaciones más recientes muestran que las emisiones mundiales de CO₂ alcanzaron 30.600 millones de toneladas en 2010 (AIE, 2011). El Informe Especial del IPCC sobre escenarios de emisiones (IEEE, 2000) proyecta un aumento de las emisiones mundiales de GEI de entre 25% y 90% (CO₂-eq) entre 2000 y 2030, suponiendo que los combustibles de origen fósil mantengan su posición dominante en el conjunto mundial de fuentes de energía hasta 2030 como mínimo.

Los combustibles fósiles se usan principalmente para generar electricidad, facilitar el transporte y producir calor. Su combustión produce la liberación atmosférica de CO₂ y estas emisiones influyen en el clima del planeta. Los científicos mundiales han determinado que el aumento de la temperatura debería limitarse a 2°C para evitar daños irreversibles al planeta y los consiguientes efectos en la sociedad humana. Para evitar este cambio irreversible y sus efectos, las emisiones de gases invernaderos debieran de alcanzar su máximo en el 2015 y disminuir progresivamente después de esa fecha hasta alcanzar una disminución del 50% para el año 2050

El término Calentamiento Global se refiere al aumento gradual de las temperaturas de la atmósfera y océanos de la Tierra que se ha detectado en la actualidad, además de su continuo aumento que se proyecta a futuro.

Si se revisa el gráfico de las temperaturas de la superficie terrestre de los últimos 100 años, se observa un aumento de aproximadamente 0.8°C , y que la mayor parte de este aumento ha sido en los últimos 30 años (NASA/GISS).

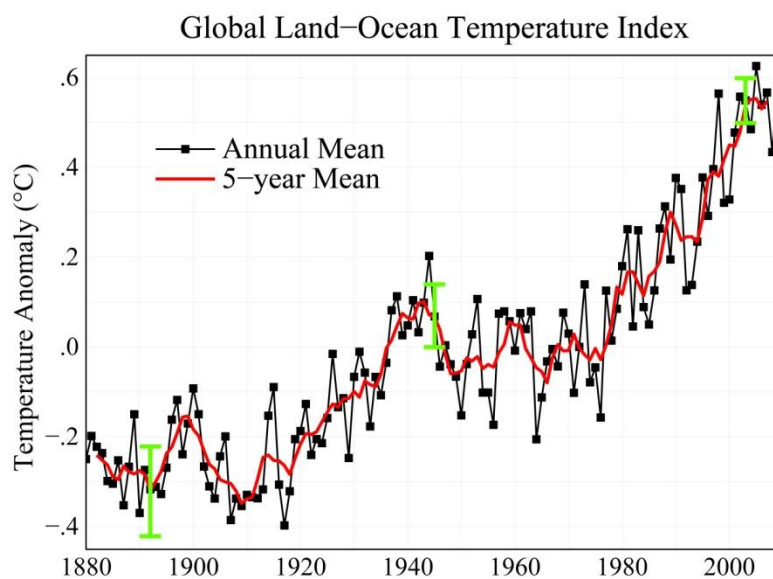


Figura 1: Evolución de la temperatura superficial desde 1880 hasta la actualidad. (NASA/GISS).

Nadie pone en duda el aumento de la temperatura global, lo que todavía genera controversia es la fuente y razón de este aumento de la temperatura. Aún así, la mayor parte de la comunidad científica asegura que hay más que un 90% de certeza que el aumento se debe al aumento de las concentraciones de gases invernadero por las actividades humanas que incluyen deforestación y la quema de combustibles fósiles como el petróleo y el carbón. Estas conclusiones son avaladas por las academias de ciencia de la mayor parte de los países industrializados.

Las proyecciones a partir de modelos de clima fueron resumidos en el Cuarto Reporte del IPCC (Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático) en el 2007. Indican que la temperatura global probablemente seguirá aumentando durante el siglo XXI, el aumento sería de entre 1.1 y 2.9°C en el escenario de emisiones más bajo y entre 2.4 y 6.4°C en el de mayores emisiones.

Un aumento de la temperatura global resultará en cambios como ya se están observando a nivel mundial, podemos enumerar:

- a) Aumento de los niveles del mar
- b) Cambios en el patrón y cantidad de precipitaciones
- c) Expansión de los desiertos subtropicales

El aumento de la temperatura se espera será mayor en los polos, en especial en el Ártico y se observará un retroceso de los glaciares, hielos permanentes y hielo en los mares.

Otros efectos incluirían clima extremo más frecuente, lo que incluye sequías, olas de calor y precipitaciones fuertes. Se esperan extinciones de especies debido a los cambios de temperatura y variaciones en el rendimiento de las cosechas.

Se postula que si el aumento de la temperatura promedio global es mayor a 4°C comparado con las temperaturas preindustriales, en muchas partes del mundo ya los sistemas naturales no podrán adaptarse y, por lo tanto, no podrán sustentar a sus poblaciones circundantes.

Las emisiones de GEI no son el único efecto sobre el planeta de la mano del ser humano. La deforestación y la degradación de los bosques que se han dado debido al crecimiento económico sin medida a costa de la naturaleza, supondrán un gran costo para la economía mundial.

Ante esta situación en Europa se ha diseñado el plan de acción Europa 2020, para definir la estrategia de crecimiento de la UE para la década actual (Europa 2020, Comisión Europea). Los tres objetivos principales de esta estrategia para el desarrollo sostenible son los siguientes;

- 1) reducir un 20% el consumo de energía primaria de la Unión
- 2) reducir un 20% las emisiones de gases de efecto invernadero
- 3) elevar la contribución de las energías renovables al 20% del consumo

La UE se prepara de este modo para dar respuesta al cambio climático, mediante la adopción de políticas y acciones concretas para mitigar y/o adaptarse a las nuevas condiciones cambiantes. Las voces que hablan de la gestión adecuada de los recursos del suelo y el manejo sostenible de esta para la prevención de la degradación del suelo por erosión van en aumento (GEO-5, PNUMA). La protección del suelo como recurso debe ser tomada urgentemente en cuenta, no sólo por la valoración del capital natural para satisfacer las necesidades humanas, sino también por su importante papel en el balance del CO₂ atmosférico (FAO, 2007). Se piensa que en el corto plazo,

las actividades relacionadas con el uso del suelo, el cambio de uso de la tierra, y las actividades agrícolas y forestales, pueden jugar un papel importante en la reducción del CO₂ atmosférico (FAO, 1999; Watson, 2001). Esto es porque bajo las condiciones adecuadas los bosques y suelos agrícolas pueden actuar como sumideros de CO₂ (FAO, 1999).

Después de los océanos, el suelo es el segundo sumidero de CO₂ más importante del planeta. Uno de los factores que influyen en la pérdida de carbono (C) de los suelos a largo plazo son las prácticas de cultivo (Informe sobre la Conferencia del Cambio Climático, 2012). En el último siglo, el ser humano ha mecanizado y racionalizado los sistemas de cultivo, especializando la producción y simplificando la gestión, aportando beneficios socio-económicos. Pero a su vez a perdido de vista lo que ocurre en los suelos. La emisión a la atmósfera de una fracción del C del suelo, anularía los esfuerzos realizados para reducir las emisiones antropogénicas de GEI en otros sectores. La eficiencia de las actividades que se realicen con el objetivo de reducir el CO₂ atmosférico, relacionadas con el uso de la tierra, depende de la capacidad para estimar las cantidades de carbono secuestradas por el suelo y la emisión de CO₂ hacia la atmósfera; lo que, a su vez, implica que la ejecución de cualquier actividad con mira a mantener un balance positivo de carbono (mayor absorción que emisión) requiere de la adquisición de la mayor cantidad de conocimiento posible sobre la dinámica del carbono. (Orellana-Rivadeneyra et al, 2012).

Las prácticas agrícolas actuales, desvinculadas del mantenimiento del suelo, influyen en gran medida en la gradual pérdida de la materia orgánica del suelo, produciendo emisiones importantes de C a la atmósfera. Esta degradación del suelo no es fácilmente perceptible sobre el suelo, pero en conjunto, son una fuente importante de emisiones de CO₂. (FAO, 2009).

Debido al incremento de temperaturas, la actividad microbiana del suelo aumentará, acelerándose la pérdida de C de los suelos. Este aumento del índice de la actividad microbiana hará que la materia orgánica se descomponga más rápidamente, aumentando la velocidad de emisión de CO₂ a la atmósfera. La calidad del suelo se verá comprometida además debido al cambio del patrón de lluvias o precipitaciones, pudiendo producirse un proceso de desertificación de la tierra.

Ante este escenario tan complejo, la silvicultura puede tener un rol muy importante en la adaptación y mitigación del CC. Los bosques abarcan casi una tercera parte de la superficie terrestre del planeta y representan casi la mitad de sus reservas de carbono terrestre. Según la *Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales* de la FAO, se calcula que la cantidad total de carbono en los bosques era de 633 giga toneladas en 2005 – equivalente a 160 toneladas de carbono por hectárea. La gestión sostenible de los bosques desempeña un papel estratégico importante para conseguir la mitigación del cambio climático a largo plazo y proporciona un marco sólido para una adaptación efectiva. (ACB; FAO). La madera es un recurso renovable y, cuando se obtiene de bosques gestionados de forma sostenible, resulta un material eficaz para almacenar carbono. Aunque la extracción de

madera reduce temporalmente el almacenamiento de carbono en el bosque, una gran parte del carbono extraído puede almacenarse en productos madereros durante muchas décadas. Cuando la madera se utiliza en productos de larga duración como viviendas y muebles, la disminución de los gases de efecto invernadero es considerable en comparación con otros sustitutos más dependientes del carbono y la energía como el hormigón, el acero, el aluminio y los plásticos, ya que tiene una función mitigadora, reduciendo el consumo de combustibles fósiles y secuestrando C.

2. UBICACIÓN DEL PROYECTO

Este proyecto de investigación se ubica dentro del proyecto REINFFORCE (REsource INFraestructure for monitoring and adapting European Atlantic Forests under Changing climatE), en el que toman parte 12 regiones de Portugal, España, Francia y Reino Unido trabajando en la construcción de infraestructuras a partir de recursos forestales con la finalidad de obtener información en el campo de la adaptación al cambio climático de los bosques del arco atlántico.

REINFFORCE es un proyecto, de 4 años de duración, cofinanciado por el programa FEDER-INTERREG IV de “Cooperación Transnacional Espacio Atlántico 2007-2013” y por la Dirección de Innovación e Industrias Alimentarias del Departamento de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco, en el caso de la región del País Vasco. Una de las prioridades de este proyecto es la de proteger y mejorar la seguridad y sostenibilidad del medio ambiente marítimo costero. La sede desde la que se coordina este proyecto transnacional está en la oficina IEFC de Burdeos (Francia), y la lleva a cabo la Oficina Regional EFIAtlantic.

El objetivo principal que persigue el proyecto REINFFORCE es el de adaptar el patrimonio forestal de las regiones participantes a las consecuencias a las que se espera que sufrirán frente al cambio climático. Para esto aúna esfuerzos en recursos humanos y técnicos con diferentes instituciones del Espacio Atlántico. Los arboretos y sitios de demostración de diversas silviculturas que se implantarán, buscan cuantificar los efectos del cambio climático en las especies forestales que se estudiarán y el efecto que tiene sobre la salud y el crecimiento de las masas arbóreas del Espacio Atlántico la gestión forestal.

El presente proyecto se ha llevado a cabo por el centro de investigación Neiker-Tecnalia, con sede en Derio (País Vasco). Su Departamento de Calidad Ambiental centra su actividad de I+D en estudios relacionados con el cambio climático, residuos orgánicos e inorgánicos y la sostenibilidad de las prácticas agrarias. Actualmente sus principales líneas de trabajo son: sumideros de C, impacto y adaptación al cambio climático, gestión y valorización de residuos, reducción del impacto ambiental de la fertilización y el laboreo

3. JUSTIFICACIÓN

Para afrontar los retos del cambio climático global, los gases de efecto invernadero deben reducirse. Las emisiones procedentes de combustibles fósiles son la mayor fuente antropogénica de gases de efecto invernadero, por lo que una reducción del uso de energías fósiles es una prioridad. Aún y todo algunas emisiones serán inevitables y una estrategia responsable incluirá la retirada activa de dióxido de carbono de la atmósfera. Este secuestro de de carbono requiere afrontar retos multidisciplinares: el secuestro neto de dióxido de carbono debe ser a largo plazo y sustancial y debe tener un bajo riesgo de fuga rápida o a gran escala. Una tecnología que se aproxima a estos requisitos es el Secuestro mediante el uso de Biochar. Cuando se combina con la producción de bioenergía, es una tecnología de energía limpia que reduce las emisiones y al mismo modo secuestra carbono. Por lo tanto, es un objetivo atractivo para subsidios energéticos y para la inclusión en el mercado global de carbono.

Un acercamiento existente para extraer carbono de la atmósfera es el de cultivar plantas que secuestren el dióxido de carbono en su biomasa o en la materia orgánica del suelo (Figura 2). De hecho, métodos de secuestro de dióxido de carbono a través de la repoblación forestal han sido aceptados como "carbon offsets" (compensaciones de carbono) comerciables bajo el protocolo e Kyoto. Pero este secuestro puede llevarse un paso más adelante quemando la biomasa con baja concentración de oxígeno (proceso conocido como pirólisis). La pirólisis convierte los árboles, hierbas o residuos de cultivos en biochar, con el doble de contenido de carbono que la biomasa ordinaria. Es más, el biochar atrapa rápidamente el carbono en descomposición en la biomasa de las plantas de una forma más duradera.

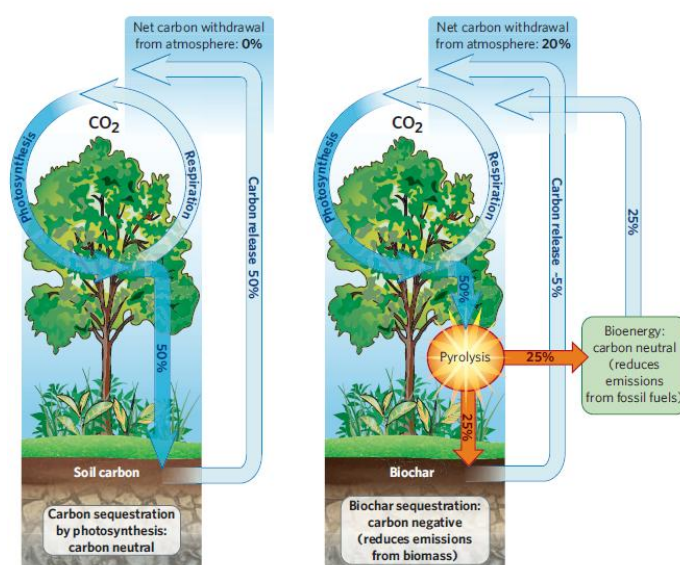


Figura 2: Posibles efectos de la aplicación del biochar como enmienda del suelo en el secuestro de C atmosférico Fuente: (Johannes Lehmann -Department of Crop and Soil Sciences, Cornell University, Ithaca, New York, USA)

La duración precisa del almacenamiento del biochar está bajo debate, con opiniones que difieren desde milenios (como algunos datos de biochar natural sugieren), hasta escalas de siglos (como indican algunos ensayos de laboratorio y campo). Si el biochar permanece en el suelo durante siglos o miles de años, se consideraría como un sumidero a largo plazo en lo que respecta a las emisiones de dióxido de carbono. Además la capacidad del biochar no está limitada del mismo modo que lo está en el secuestro mediante biomasa en la repoblación forestal, transformando el uso de suelo a pradera o agricultura sin arado. Los suelos agrícolas cultivados sin arado, por ejemplo, puede cesar de capturar carbono adicional después de 15-20 años, e incluso los bosques con el tiempo maduran, y en décadas o siglos comienzan a liberar tanto dióxido de carbono como secuestran.

El biochar es una estrategia que conlleva un riesgo menor que otras opciones de secuestro de carbono, en los que el carbono almacenado puede ser liberado, tanto por incendios, como por la reconversión de agricultura sin arado al arado convencional, o por filtraciones desde almacenes de carbono geológico. Una vez que el carbono se incorpora en el suelo, es difícil imaginar algún accidente o cambio en la práctica de uso que pueda causar una súbita pérdida del carbono capturado.

El fondo de la cuestión es que la biomasa producida por las plantas se descompone en períodos relativamente cortos, mientras que el biochar órdenes de magnitud más estable. De modo que dado una cierta cantidad de carbono con un ciclo anual a través de las plantas, las mitad de este puede extraerse de su ciclo natural para ser introducido en el ciclo del biochar, que es mucho más lento (ver gráfico). Mediante la retirada de carbono orgánico del ciclo de la fotosíntesis y de la descomposición, el secuestro de biochar directamente retira dióxido de carbono de la atmósfera. La pirólisis tiene un coste asociado con la maquinaria y el calentamiento (aprox. 4 USA\$ por gigajulio) y depende de un aporte de biomasa barata. Pero la verdadera pregunta es si esta aproximación puede escalar a nivel regional, nacional e incluso a escala global.

A escala local, el biochar puede alcanzar las aproximaciones existentes en lo referente a secuestro de carbono. Se puede mezclar con abonos o fertilizantes e incluirse en técnicas de cultivo sin arado, sin la necesidad de equipamiento adicional. El biochar mejora la estructura y fertilidad del suelo, además de aumentar la producción de biomasa. El biochar no solo incrementa la retención y por lo tanto, la eficiencia de los fertilizantes, también puede mediante el mismo mecanismo, reducir la pérdida de fertilizantes.

Para que el secuestro de biochar funcione a una escala mucho mayor, un factor importante es la combinación de pirólisis a baja temperatura con la captura simultánea de los gases emitidos (exhaust) y convertirlo en energía como calor, electricidad, biofuel o hidrógeno. Dependiendo de la materia prima empleada y la bioenergía producida, la pirólisis a baja temperatura con captura de gases (pero no secuestro), puede ser una fuente de energía neutra de carbono. La mayoría de las

compañías que genera bioenergía de este modo ven el biochar simplemente como un subproducto que puede ser quemado para reducir el consumo de combustibles fósiles y reducir así los costes. Pero los cálculos indican que la reducción de emisiones puede ser un 12-84% mayor si el biochar se incorpora al suelo en vez de ser quemado para reducir el consumo de combustibles fósiles. El secuestro de biochar ofrece la posibilidad de convertir la bioenergía en una industria carbono-negativa.

La pregunta del millón es: ¿puede el secuestro mediante biochar y la asociada producción de bioenergía marcar la diferencia en los presupuestos nacionales o globales de carbono?

Tres escenarios de reducción de emisiones mediante biochar, en el que cada uno puede secuestrar alrededor de un 10% de las emisiones de carbono de combustibles fósiles de EEUU (1.6 millones de toneladas de carbono en 2005).

Primero, la pirolisis de residuos forestales (asumiendo 3.5 toneladas de biomasa por hectárea y año) de 200 millones de hectáreas de bosques de EEUU empleados para la producción de madera. Segundo, la pirolisis de la vegetación de rápido crecimiento (20 toneladas de biomasa por hectárea y año) que crecen en 30 millones de hectáreas de tierras de cultivo en inactividad en EEUU. Tercero, pirolisis de los residuos del cultivo (5.5 toneladas de biomasa por hectárea y año) por 120 millones de hectáreas de cultivo en EEUU. En cada caso, el biochar generado mediante pirolisis es devuelto al suelo y no quemado para reducir el consumo de energías fósiles. Una reducción aún mayor de emisiones es posible si los gases del proceso de la pirolisis son empleados para la producción de bioenergía.

Cálculos similares para el secuestro de carbono mediante fotosíntesis sugieren que convertir todas las tierras de cultivo en "Programas de Reservas de Conservación" -en los que se les paga a los granjeros para plantar sus tierras con hierbas nativas- o el no arado, secuestrarían un 3.6% de las emisiones anuales de EEUU durante las primeras décadas de la conversión. Esto es un tercio de lo que una de las aproximaciones puede alcanzar teóricamente. A pesar de que estos cálculos remarcan el potencial del biochar, proyecciones más realistas requieren un estudio más riguroso en aspectos económicos y ambientales.

Casi todas, si no todas, las aproximaciones a la bioenergía, son costosas. Plantas de pirólisis que no utilicen el biochar para reducir el consumo de energía fósil son financieramente viables solo cuando hay una materia prima barata e ininterrumpida disponible, en cantidades suficientes, por ejemplo; desperdicios de animales, desperdicios municipales limpios o residuos forestales recolectados en la prevención de incendios. Pero, ¿tendrá más sentido económico devolver el biochar al suelo que quemarlo? Se pueden obtener beneficios en el ahorro producido en la reducción del uso de fertilizantes y posibles aumentos en la productividad agrícola, pero la respuesta a esta pregunta depende en gran medida del valor que el mercado de carbono asigne a la reducción de emisiones.

A día de hoy, el "Chicago Climate Exchange" está negociando dióxido de carbono a 4\$USA por tonelada. Se espera que estos precios aumenten en los próximos años y décadas hasta 25-85\$USA por tonelada, asumiendo que la sociedad acepte los costos sociales del cambio climático. El secuestro de carbono mediante biochar en conjunto con la bioenergía de la pirólisis, se convierte interesante bajo un escenario específico; cuando el valor de las emisiones de carbono evitadas alcance los 37\$ por tonelada.

Estos cálculos no consideran los beneficios indirectos asociados al biochar -que actualmente no tienen valor monetario estimado-, desde la reducción de la polución de la superficie o aguas subterráneas. Los subsidios para apoyar el secuestro de carbono mediante biochar, en conjunto con la producción de bioenergía, deberían ser suficientes para poner en marcha esta tecnología. El senador de EEUU Ken Salazar, está trabajando en una legislación comprensiva, como parte de la Ley Agrícola de 2007 que proveería de apoyo significativo para el desarrollo e investigación del biochar.

En lo que se refiere a incluir el biochar en el esquema del comercio de emisiones, la contabilidad es más sencilla que con otros sistemas de secuestro de carbono en suelos. Tanto la conversión de biomasa en biochar, como su aplicación en el suelo son fácilmente monitorizadas, sin costo adicional alguno. No hacen falta modelos de predicción complejos o herramientas analíticas, como ocurre con las aproximaciones de otras técnicas de secuestro de carbono. La fuente de adiciones de biochar puede ser fácilmente identificado mediante análisis, bajo los esquemas de comercio de carbono, si así se desea. Trazar la fuente del carbono en el suelo hasta un cambio en la práctica agrícola u otra fuente fotosintética es mucho más compleja, y actualmente no está aceptado bajo el tratado del Protocolo de Kyoto. Al no existir las barreras para el secuestro de carbono, no hay razón por la que la reducción de emisiones asociadas no deba ser permitido en el mercado bajo los acuerdos actuales.

Las consecuencias el cambio climático se sienten hoy en día y hay una urgencia no solo en identificar los problemas, si no en implementar soluciones. El secuestro de carbono mediante biochar no requiere un avance científico importante y la tecnología de producción requerida es robusta y simple, haciendola apropiada para muchas regiones del mundo. A pesar de todo, requiere estudios para optimizar las propiedades del biochar y evaluar los costos económicos y beneficios de un despliegue a gran escala.

Cuatro objetivos complementarios y sinérgicos pueden motivar la aplicación del biochar para la gestión medioambiental: mejora del suelo (para aumentar la producción y reducir la polución); gestión de residuos; mitigación del cambio climático; y producción energética, que individualmente o en combinación deben tener beneficios sociales y/o económicos. En consecuencia, han emergido sistemas de biochar a diferentes escalas. Estos sistemas pueden requerir diferentes sistemas de

producción que puede o no producir energía además de biochar y abarcar desde pequeños vecindarios hasta grandes plantas de bioenergía.

2.1. Biochar Como Enmienda del Suelo.

La mejora del suelo no es un lujo, sino una necesidad en muchas regiones del mundo. La falta de seguridad alimentaria es especialmente común en el África subsahariana y el sur de Asia, con un porcentaje de malnutrición de 32 y 22% respectivamente sobre el total de la población (FAO, 2006). Mientras que la malnutrición ha disminuido en muchos países en todo el mundo desde 1990-1992 hasta 2001-2003, varios países en Asia, África o América Latina ha aumentado (FAO, 2006). La “Revolución Verde” iniciada por el premio Nobel Norman Borlaug en el Centro Internacional para la Mejora del Trigo y Maíz (CIMMYT) en México durante la década de 1940, tuvo un gran éxito en aumentar la productividad agrícola en América Latina y Asia. Estas mejoras se basaron en una tecnología agrícola mejorada, como cultivos variados, irrigación e input de fertilizantes y pesticidas. La gestión de suelos sostenibles se ha reclamado recientemente para crear una “Revolución Verde Doble”, que incluya técnicas de conserva (Tilman, 1998; Conway 1999). El biochar hace posible convertir la “Revolución Verde” en prácticas sostenibles en agro-ecosistemas. Un buen rendimiento, sobre los inputs cada vez más caros de fertilizantes, recae sobre niveles apropiados de materia orgánica, que puede ser asegurado mediante la gestión del suelo con biochar a largo plazo (Kimetu et al, 2008; Steiner et al, 2007).

En África especialmente la Revolución Verde no ha tenido suficiente éxito (Evenson y Gollin, 2003), debido en gran parte al gran costo de los químicos agrícolas (Sánchez, 2002), por encima de otras razones (Evenson and Gollin, 2003). El biochar es una oportunidad única para mejorar la fertilidad del suelo y la eficiencia de uso de nutrientes empleando recursos disponibles localmente, obtenidos de materiales renovables y sostenibles. Adoptar una gestión del suelo con biochar no requiere nuevos recursos, pero hace un uso más eficiente y consciente del medioambiente de los recursos ya disponibles. Los granjeros con recursos limitados pueden convertir residuos orgánicos y biomasa en biochar sin comprometer la pérdida de energía mientras tiene un retorno rápido de la inversión.

Tanto en los países desarrollados como en los países en vías de desarrollo, la pérdida y degradación del suelo se está dando en valores sin precedentes (Stocking, 2002; IAASTD, 2008), con consecuencias importantes para las propiedades de los ecosistemas del suelo (Matson et al, 1997). En varias regiones, se da una pérdida de productividad del suelo a pesar de un uso intensivo de productos agroquímicos, que producen impactos ambientales en el suelo y recursos de agua (Foley

et al, 2005; Robertson y Swinton , 2005). El biochar tiene la capacidad de jugar un rol importante en la expansión de opciones de gestión sostenible del suelo mejorando las practicas de gestión existentes, y no solo aumentando la productividad del suelo, también disminuyendo el impacto ambiental en los recursos del suelo e hídricos. El biochar no debe verse como una alternativa a la gestión actual del suelo, sino un añadido valioso que facilita el desarrollo de un uso sostenible del suelo: creando una verdadera “Revolución Verde de Biochar”.

2.2. El Biochar para Producir Energía

Capturar energía durante la producción de biochar y al contrario, usar el biochar generado durante el proceso de producción de energía mediante pirolisis como enmienda, son ambos beneficiosos tanto para asegurar la producción base para generar biomasa (Lehmann, 2007), como para reducir las emisiones totales (Gaunt y Lehmann, 2008). Añadir biochar al suelo en vez de emplearlo como combustible reduce la eficiencia energética de la producción de energía con pirolisis; de todos modos, la reducción de emisiones asociada a la adición de biochar al suelo parece ser mayor que la compensación de emisiones lograda en su uso como combustible (Gaunt y Lehmann, 2008). Por lo tanto, la visión del biochar es especialmente efectiva ofreciendo soluciones medioambientales, más que solamente para producción de energía.

Esta parece ser una aproximación apropiada para la bioenergía como conjunto. De hecho, la bioenergía en general, y la pirolisis en particular, pueden contribuir significativamente para asegurar un futuro suministro de energía verde. Sin embargo, parece que no será suficiente para solucionar la crisis energética y satisfacer la demanda global de energía por si mismo. Por ejemplo, Kim y Dale (2004) calcularon el potencial global de producción de etanol proveniente de desechos de cultivo, para compensar el 32% del consumo de gasolina. Este potencial probablemente no se alcanzará jamás.

Las regiones que dependen de la energía proveniente de biomasa, como es el caso de África y grandes áreas de Asia y América Latina, la bioenergía de pirolisis da oportunidades para una producción más eficiente de energía que la quema de madera (Demirbas, 2004). También amplía el abanico de opciones para el tipo de biomasa que puede emplearse para generar energía, abarcando residuos de cosechas además de madera. El beneficio principal puede ser que la pirolisis ofrece un calor limpio, que es necesario para desarrollar una tecnología de cocina con menor contaminación interna de humo (Bhattacharya y Abdul Salam, 2002), que se genera durante la quema de biomasa (Bailis et al, 2005).

2.3. Biochar para Mitigar el Cambio Climático.

La adición de biochar al suelo se ha descrito como un medio de secuestrar el CO₂ atmosférico (Lehmann et al, 2006). Para que represente un secuestro verdadero, deben darse dos requisitos. Primero, las plantas deben crecer a la misma velocidad que se carbonizan porque el paso de CO₂ atmosférico a C orgánico se da mediante la fotosíntesis en las plantas. La biomasa de plantas que se forma en una base anual, se descompone rápidamente. Esta descomposición libera el CO₂ que se había fijado por las plantas de nuevo a la atmósfera. Por contraste, transformas esta biomasa en biochar que se descompone mucho más lentamente, diverge el C del ciclo rápido de C al ciclo mucho más lento (Lehmann, 2007). Segundo, el biochar necesita ser realmente más estable que la biomasa de la que se formó.

Varias aproximaciones han dado las primeras estimaciones del potencial a gran escala del biochar para reducir el CO₂ atmosférico (Lehmann et al, 2006; Lehmann, 2007; Laird, 2008), que deberán ser examinados contra la economía y las limitaciones ecológicas y ampliada para incluir un balance de emisiones completo. Estos balances de emisiones requieren una comparación a un escenario base, enseñando que emisiones han cambiado con el cambio de sistema que utiliza el secuestro mediante biochar. Hasta que haya estudios más detallados a escala local que den una densidad de información suficiente para su extrapolación a escala global, la simple comparación de flujos locales de C puede ser suficiente para demostrar el potencial del secuestro de C mediante biochar. Casi se almacena 4 veces más de C en los suelos de la tierra que en CO₂ atmosférico. Cada 14, todo el CO₂ atmosférico se cicla a través de la biosfera. Es más, el consumo anual de CO₂ de las plantas es 8 veces superior que las emisiones antropogénicas actuales de CO₂. Esto significa que grandes cantidades de CO₂ están ciclando entre la atmósfera y las plantas en una base anual y la mayoría del C orgánico del mundo está ya almacenado en el suelo. Desviando tan solo una pequeña proporción de esta gran cantidad de C cíclico al ciclo del biochar, supondría una gran diferencia en la concentración de CO₂ atmosférico, pero una diferencia muy pequeña en el almacenamiento global de C en el suelo. Divergir simplemente 1% de la captura neta anual de las plantas en biochar, mitigaría prácticamente el 10% de las emisiones antropogénicas actuales de CO₂.

2.4. Adopción del Biochar Para la Gestión Medioambiental.

Adoptar estrategias basadas en el biochar para la producción de energía, gestión del suelo y secuestro de C, recae principalmente en compañías individuales, municipios y granjeros. Pero los gobiernos nacionales y las organizaciones internacionales pueden jugar un papel muy importante facilitando el proceso de desarrollo tecnológico, especialmente en las fases iniciales de investigación y desarrollo. El biochar tiene un gran potencial para convertirse en una intervención crítica de cara a retos futuros, y ha sido introducido en varias carteras de estrategias para el cambio climático, como dicen Pacala y Socolow (2004).

La adopción puede ocurrir en múltiples sectores a diferentes medidas porque los sistemas de biochar sirven para diferentes objetivos y operan a diferentes escalas, por lo que pueden ser muy diferentes los unos de los otros.

4. OBJETIVOS

4.1. Objetivo general,

Los objetivos principales del presente proyecto son;

- La determinación del efecto del biochar de *Miscanthus* en la dinámica de agregación de macroagregados en un suelo forestal de *Pinus radiata* con condiciones de clima oceánico

.2. Objetivos específicos,

Para la consecución del objetivo principal se han realizado los siguientes objetivos concretos.

- Realizar cinco fraccionamientos, a lo largo de una incubación de 91 días, de 60 ensayos de un suelo forestal.
- Estudiar la formación y dinámica de agregación de la estructura del suelo, bajo condiciones de laboratorio, de tres tratamientos de Biochar (Biochar 10t/ha, Biochar 2t/ha, Biochar con Nitrógeno 10t/ha y Control) a lo largo de 91 días de incubación.
- Determinar el Carbono Orgánico total, para cada tratamiento y tamaño de agregado, en cada fraccionamiento a lo largo de 91 días bajo condiciones de laboratorio.

5. FUNDAMENTOS TEÓRICOS

5.1. El Biochar

5.1.1. ¿Que es el biochar?

Simplificando, el biochar es el producto rico en carbono que queda tras calentar biomasa como, madera, u hojas en un contenedor con poco o ningún aire disponible. En términos más técnicos, el biochar se produce mediante descomposición térmica de la materia orgánica con un bajo suministro de oxígeno (O_2), y a temperaturas relativamente bajas ($<700^\circ C$). Este proceso es muy parecido al de la formación de carbón vegetal, que es una de las tecnologías industriales más antiguas desarrolladas por la humanidad - si no la más antigua (Harris, 1999). Sin embargo, este proceso se diferencia en que el biochar es producido con la intención de aplicarse en el suelo con el objetivo de mejorar la productividad, almacenamiento de carbono (C), filtración por percolación del agua en el suelo. El proceso de producción, junto con el objetivo de su uso, es la base de la denominación de este producto.

El término biochar es de desarrollo relativamente reciente, y surgió con la conjunción de la gestión del suelo y temas de secuestro de C (Lehmann et al, 2006). Se emplea el término biochar cuando la materia orgánica es empleada para mejorar las propiedades del suelo. Esto distingue al biochar del carbón, que se emplea como combustible, filtro, reductor en la fabricación de hierro o agente de coloración en la industria o arte. El término biochar se empleó anteriormente relacionado con la producción de carbón vegetal (e.g., Karaosmanoglu et al, 2000; Demirbas, 2004). La razón fundamental para evitar el término carbón vegetal al hablar de combustibles es diferenciarlo del carbón mineral. De hecho, el carbón mineral se forma muy diferente al carbón vegetal y tiene características químicas y propiedades físicas diferenciadas, a pesar de que en casos específicos las diferencias en las propiedades se difuminan.

El término “carbono activado” se emplea para sustancias del tipo biochar y para el carbón mineral, que ha sido “activado” de varias maneras, por ejemplo; empleando vapor o sustancias químicas, frecuentemente a altas temperaturas ($>700^\circ C$) (Boehm, 1994). Este proceso trata de incrementar el área superficial para emplearse en procesos industriales, tales como la filtración.

5.1.2. El Origen de la Gestión y la Investigación del Biochar.

Mientras que la investigación y desarrollo de la gestión del biochar a escala global es reciente, no es nada nuevo en ciertas regiones y ya ha sido objeto de investigación científica. Por ejemplo, Trimble (1851) compartió observaciones de “evidencias en casi todas las granjas en el condado en el que vivo, de efectos en el aumento y velocidad de crecimiento debido al polvo de carbón vegetal”. Investigaciones tempranas en los efectos del biochar en el crecimiento de plántulas (Retan, 1915) y química del suelo (Tryon, 1948) también fueron realizadas dando información científica detallada. En Japón, se intensificó la investigación sobre biochar significativamente al principio de la década de 1980 (Kishimoto y Sugiura, 1980;1985).

El uso del biochar ha sido recomendado, por algún tiempo, en varios contextos de horticultura - por ejemplo, como sustrato para macetas (Santiago y Santiago, 1989). En 1927, Morley (1927) escribió en el primer capítulo de “The National Greenkeeper” que “el carbón vegetal actúa como una esponja en el suelo, absorbiendo y reteniendo el agua, gases y soluciones”. También remarcaba que “como purificador del suelo y absorbente de humedad, el carbón vegetal no tiene igual” (Morley, 1929), y que los productos de carbón vegetal se están comercializando para aplicaciones en el césped (1933) en otro tema de la misma revista. Justus Liebig describió la práctica en China de incendiar residuos de biomasa y cubierta con tierra durante días, hasta que se producía una tierra negra, que aportaba un aumento de vigorosidad a las plantas (Liebig, 1878). De acuerdo con Ogawa (sin fecha), Miyazaki describió el biochar como “estiércol de fuego” en un texto antiguo Japonés sobre agricultura datado en 1697. A pesar de estos escritos antiguos, el interés general por el biochar comenzó hace no muchos años.

El fundamento del fuerte interés reciente en el biochar tiene dos vertientes. Primero, el descubrimiento de que las sustancias del tipo biochar son la explicación de la presencia de una gran cantidad de C (Glaser et al, 2001) y una fertilidad sostenida en las Tierras Negras localizadas en la Amazonia, llamadas Terra Preta de Indio (Lehmann et al, 2003). Justificado o no, el biochar se ha relacionado desde entonces frecuentemente con la gestión del suelo llevada a cabo por los antiguos Amerindios, antes de la llegada de los Europeos, y el desarrollo de civilizaciones complejas en la región Amazónica (Petersen et al, 2001). Esta idea se ha difundido por lo atractivo del redescubrimiento del conocimiento de los indígenas. Con independencia de la asunción de esta idea, investigaciones fundamentales sobre la Terra Preta han dado información básica importante sobre el funcionamiento del suelo en general, y sobre los efectos del biochar, en particular (Lehmann, 2009).

Segundo, en los últimos cinco años, se han encontrado pruebas inequívocas que demuestran que el biochar no es tan solo más estable que cualquier otro suelo con enmienda, y que incrementa la

disponibilidad de nutrientes por encima de niveles de uso de fertilizantes, si no que estas propiedades básicas de estabilidad y capacidad de retención de nutrientes son fundamentalmente más efectivos que con otras materias orgánicas en el suelo. Esto significa que el biochar no es meramente otro tipo de compuesto o abono que mejora las propiedades del suelo, si no que es mucho más eficiente aumentando la calidad del suelo que cualquier otro enmienda. Esta habilidad se basa en sus capacidades químicas y físicas específicas, tales como; alta densidad de carga (Liang et al, 2006), que conlleva una mayor retención de nutrientes (Lehmann et al, 2003), y su naturaleza particulada (Skjemstad et al, 1996; Lehmann et al, 2005) combinado con una estructura química específica (Baldock y Smernik, 2002) que provee una mayor resistencia al decaimiento bacteriano que otras materias orgánicas del suelo (Shindo, 1991; Cheng et al, 2008). Estas investigaciones y otras similares han ayudado como argumentos convincentes para que el biochar sea una herramienta importante para la gestión ambiental. Esta nueva información ha ayudado a llevar los esfuerzos para que las investigaciones sobre el biochar, que hasta hace relativamente poco eran regionales y aislados, se lleven a un nuevo nivel.

5.1.3. Composición del Biochar

La pregunta de lo que es el biochar desde un punto de vista químico, más que de un punto de vista de producción es más difícil de responder debido a que hay una gran variedad de biomasa y procesos de carbonización. La propiedad que la define es que la parte orgánica del biochar tiene un alto contenido de C que forman compuestos aromáticos que se caracterizan por anillos de seis átomos de C unidos entre ellos sin O o hidrógeno (H), que son de otro modo, los átomos más abundantes en la materia orgánica viva. Si estos anillos aromáticos se organizaran en láminas perfectamente apiladas, formarían grafito. Bajo las temperaturas a las que se obtiene biochar, el grafito no se forma en cantidades significativas. En vez de eso, el C se organiza de un modo más irregular, conteniendo O y H y, en algunos casos minerales (cenizas incrustadas en los poros), dependiendo de la materia prima empleada.

Hasta ahora, los materiales del tipo del biochar han escapado en gran medida a una caracterización completa debido a su complejidad y variabilidad (Schmidt y Noack, 2000). Uno de los primeros intentos por caracterizar la estructura de cristal del grafito se hizo en la década de 1920 por John D. Bernal. Empleando la difracción de rayos X, Bernal (1924) demostró la estructura hexagonal y la estratificación en láminas de grafeno en un cristal puro de grafito. La forma mucho más irregular de la materia orgánica del tipo del biochar se investigó satisfactoriamente mucho después, en la década de 1940 por Rosalind Franklin (Franklin 1950;1951).

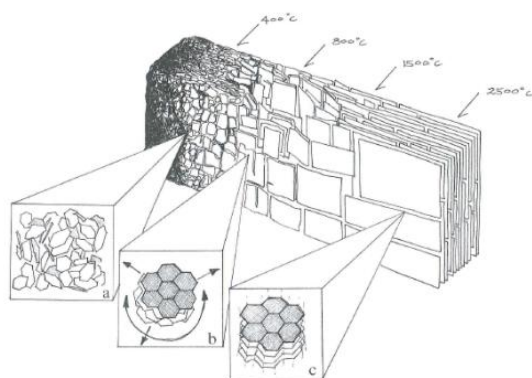


Figura 3: Desarrollo ideal de la estructura de biochar con diferentes temperaturas de pirólisis. (a) incremento de la proporción aromática, (b) mas amofa ligeramente desordenada, (c) estructura grafítica. Fuente: Biochar for Environmental Management.

5.1.4. Propiedades Físicas del Biochar

Las propiedades físicas del biochar contribuyen a su función como herramienta para la gestión del medioambiente. Sus características físicas pueden ser relacionadas directa e indirectamente al modo en el que afectan al suelo. Los suelos tienen cada uno diferentes propiedades físicas, dependiendo de su naturaleza mineral y materia orgánica, cantidades relativas y el modo en el que la materia orgánica se asocia (Brady y Weil, 2008). Cuando el biochar está presente en la mezcla del suelo, su contribución a la naturaleza física del sistema puede ser significativa, influenciando la profundidad, textura, estructura, porosidad y consistencia cambiando el volumen del área superficial, distribución del tamaño de los poros, distribución del tamaño de las partículas, densidad y la aglomeración.

La presencia del biochar afectaría directamente las siguientes características físicas el suelo; la respuesta del suelo al agua, su agregación, manejabilidad durante la preparación del suelo, dinámicas de contracción-dilatación, permeabilidad y su capacidad de retener cationes y su respuesta a cambios de temperatura ambientales. Más, indirectamente, muchos aspectos físicos y químicos de la fertilidad del suelo pueden ser interferidas por propiedades físicas, tales como la presentación física un entorno favorable para las reacciones químicas y las disposiciones de protección de los hábitats de los microbios del suelo (Brady y Weil, 2008).

Sus principales características son:

- **Áreas superficiales del suelo y biochar:** El área superficial del suelo es una característica muy importante, ya que influye en todas las funciones esenciales para la fertilidad, incluyendo el agua,

aire, ciclo de nutrientes y actividad microbiana. Los suelos con una gran cantidad de arcillas pueden tener una gran capacidad total de retención de agua, pero una aireación inadecuada (Troeh y Thompson, 2005). Se ha demostrado que un alto contenido de materia orgánica ayuda a superar el problema de retener demasiada agua en suelos arcillosos, y de la falta de retención en suelos arenosos (Troeh y Thompson, 2005). Existen indicios de que el biochar cambia la naturaleza física del suelo, obteniendo el mismo resultado que en muchas enmiendas orgánicas en este aspecto (Chan et al, 2007). La superficie específica del biochar, siendo mucho mayor que el de la arena y comparable o superior a las arcillas, causaría un incremento neto en la superficie específica del suelo cuando se añadiera esta enmienda.

Generalmente la población microbiana aumenta conforme aumenta el contenido en arcilla en el suelo, tanto en el campo como en condiciones de laboratorio (Amato y Ladd, 1992; Juma, 1993; Müller y Höper, 2004), y esto responde generalmente al incremento del área superficial (Juma, 1993). El aumento del área superficial en los suelos de textura más fina puede hacer que incremente el contenido total de agua y mejorar la protección física sobre los *grazers*. El biochar se ha relacionado experimentalmente con la mejora de la estructura del suelo o mejora de aireación en suelos de textura fina (Kolb, 2007).

- **Nano-porosidad del biochar:** La distribución de los poros en el carbono activado ha sido reconocida como un factor muy importante en su aplicación en la industria. Es lógico entonces pensar que este factor físico tenga importancia en el comportamiento del biochar en los procesos del suelo. La relación entre el área superficial total y la distribución de los poros es lógica. A medida que la HTT incrementa, aumenta el espaciado estructurado regular entre los planos. La distancia entre planos también disminuye mientras aumenta la ordenación y organización de las moléculas, dando como resultado una mayor área superficial por volumen.

Los micro-poros (<2nm de diámetro), son los que más contribuyen al área superficial del biochar y son los responsables de la gran capacidad de adsorción para moléculas de dimensión pequeña, tales como gases y disolventes comunes (Rouquerol et al, 1999). Los poros del biochar se dividen en; micro-poros (poros con diámetro interno < 2nm), meso-poros (poros con diámetro interior <50nm) y macro-poros (poros con diámetro interno >50nm) (Rouquerol et al, 1999), ya que este nivel de diferenciación dota del nivel suficiente para comentar los efectos moleculares y estructurales.

Característica depende en gran medida del proceso de pirolisis empleado en la producción del biochar. El ratio de calentamiento determina también la extensión de la formación de micro-poros. Cetin et al (2004) descubrió que el biochar generado a presión atmosférica bajo ratios bajos de calentamiento se formaba principalmente de micro-poros, mientras que los preparados con altos ratios de calentamiento se componían en gran medida de macro-poros, como resultado del

derretimiento (Cetin et al, 2004). Bajo ciertas circunstancias, la alta temperatura produce que los micro-poros se ensanchen porque destruye las paredes entre poros adyacentes, obteniendo una ampliación de los poros (Zhang et al, 2004).

En el biochar también se presentan los meso-poros. Estos poros son importantes en muchos procesos de adsorción líquido-sólido. Por ejemplo, las cascaras de pistacho presentan una mezcla de micro-poros y meso-poros, con dominancia de los primeros, indicando que este carbono activado puede emplearse para la adsorción tanto de gases como de líquidos (Lua et al, 2004).

- **Macroporosidad del biochar:** En el pasado, cuando el biochar y C activados se evaluaban principalmente para su rol como adsorbentes, los macro-poros (>50nm de diámetro) se consideraban como la única parte importante para alimentar los poros para el transporte de moléculas adsorbidas a los meso-poros y micro-poros (Wildman y Derbyshire, 1991). De todos modos, los macro-poros son relevantes para funciones vitales del suelo, como la aireación y la hidrología (Troeh y Thompson, 2005). Los macro-poros son también relevantes para el movimiento de las raíces a través del suelo y como hábitat para una vasta variedad de microbios. A pesar de que el área superficial de micro-poros es significativamente mayor que el de los macro-poros en el biochar, el volumen de macro-poros puede ser mayor que el de micro-poros. En la figura4 se puede apreciar un detalle de macroporos dentro de la estructura del biochar.

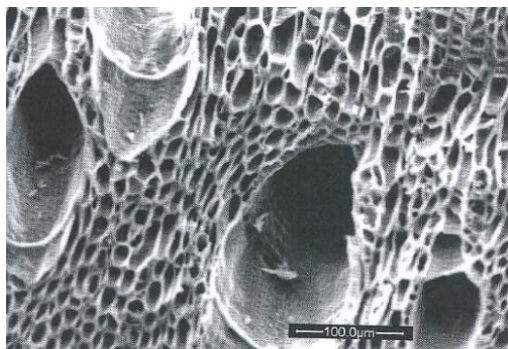


Figura4: Imagen de la macroporosidad de biochar proveniente de madera producido mediante pirolisis lenta. Fuente: Yamamoto.

5.1.5. Mecanismos de Incorporación y Movimiento del Biochar en el Suelo.

Al ser una enmienda del suelo deliberadamente añadido (al contrario que el carbón vegetal procedente de incendios forestales), el biochar se incorpora dentro del suelo, en la mayoría de los casos, en vez de quedar en la superficie donde el viento o la erosión hídrica pueden transportar las partículas de biochar (Glaser et al, 2002). El biochar tiene unas propiedades únicas que la hace especialmente susceptible al movimiento en el suelo. El biochar puede movilizarse a diferentes escalas en el medio natural.

Arado del suelo: Se ha publicado poco sobre la aplicación de biochar en el suelo, especialmente sobre la incorporación del biochar en el suelo y su movilidad asociada en el perfil del suelo. Es importante el estudio de este aspecto debido a que diferentes localizaciones en el suelo, proveen de diferentes ambientes para la actividad microbiana, suministro de oxígeno (O) y oxidación del biochar (Leifeld et al, 2007). Hay evidencias que el biochar del subsuelo fue recolocado proveniente de horizontes más superficiales por el arado.

Turbación: La mezcla física no es exclusiva no está restringido tan solo a prácticas de manejo. La bioturbación es muy común en Alfisuelos y Mollisuelos, con gran actividad de gusanos y roedores de madrigueras, que pueden relocalizar el biochar en el subsuelo (Eckmeier et al, 2007).

Transporte en soluciones (disolución): A lo largo del tiempo, las partículas de biochar pueden degradarse hasta el punto que se puede detectar C orgánico disuelto (DOC) de naturaleza aromática en el agua de los poros del suelo. Un siglo después de la deposición de carbón vegetal tras un incendio forestal, Hockaday et al (2006, 2007) detectaron estructuras de anillos aromáticos condensados de gran funcionalidad (grupos funcionales con O), originado de la degradación de estas piezas de carbón vegetal en el agua de los poros del suelo. En suelos de turberas drenadas en Suiza donde se depositaron previamente carbón de madera y mineral, Leifeld et al (2007) encontraron cantidades sustanciales de biochar (hasta 51g kg⁻¹ de suelo) por debajo de 0,3m. el gran volumen de poros y saturación de agua del suelo pudieron producir un transporte de biochar soluble a perfiles inferiores (Leifeld et al, 2007). Hammes et al (2008) encontró una proporción creciente de C altamente condensado (ácido metílico) en el subsuelo (por debajo de 0,3m) de biochar, en un suelo Chernozem recién muestreado comparado con uno con una misma muestra muestreada 100 años atrás. El biochar altamente condensado no degradan tan fácilmente, y en cambio es transportado a perfiles inferiores a lo largo del tiempo, mientras que el biochar menos condensado se degrada con mayor facilidad (Hammes et al, 2008).

Erosión como medio de movilidad en el entorno. La baja densidad de las partículas de biochar (Glaser et al, 2000), que permite que las partículas más grandes floten., además, el pequeño tamaño coloidal de las partículas más pequeñas de biochar comparado con otras partículas del suelo, permitiendo permanecer suspendido por un período más largo de tiempo.

5.1.6. Cambios Físicos del Biochar en el Suelo.

Fragmentación de las partículas: Cuando las partículas grandes de biochar se fragmentan en partículas más pequeñas por medios físicos, exponiendo más superficie que queda disponible para aumentar los procesos químicos y biológicos que actúan en estas partículas en el suelo (Carcaillet, 2001; Cheng et al, 2006). Se han identificado varios procesos que producen fragmentación en las partículas de biochar en el suelo.

Procesos de hielo-deshielo. En lugares con gradientes de temperaturas prominentes y ciclos frecuentes de hielo-deshielo (como lugares elevados), las partículas grandes de biochar pueden fragmentarse en partículas más pequeñas cuando el agua penetra en los poros y se dilata durante la congelación, forzando la ruptura de las partículas más grandes de biochar (Carcaillet, 2001).

Viento y lluvia. Las gotas de lluvia y el viento pueden reducir el tamaño de las partículas de biochar de algunos tipos de biochar (Skjemstad y Graetz, 2003). El biochar proveniente de prados y sotobosque es más sensible a impactos físicos que el biochar de madera (Skjemstad y Graetz, 2003). Este tipo de fragmentación puede minimizarse con la incorporación de enmiendas dentro del suelo, aunque se requiere de mayor investigación en este campo.

Cambio del tamaño de poros con la adsorción de materia orgánica. El biochar tiene una estructura de poros finos (dependiendo de la temperatura y atmósfera de su producción), que permite atrapar diferentes compuestos físicamente dentro de los poros (FIGURA 10.1) (Nguyen et al 2004; Yu et al, 2006). El biochar adsorbe C orgánico que es rico en grupos funcionales (Kaiser y Guggenberger, 2000), un proceso que es posible por la presencia de grupos funcionales oxidados (funcionalidades carboxílicos y fenólicos) en la superficie de las partículas de biochar (Glaser et al, 2002; Lehmann et al, 2005). Mediante el empleo de resonancia nuclear magnética (NMR), Hockaday et al (2007) enseñaron que el biochar en un suelo de bosque originado de un incendio forestal 100 años atrás, adquirió grupos funcionales no aromáticos y que contenían grupos funcionales que contienen O durante la oxidación, comparado con el biochar de reciente formación.

Un aspecto que aún no se ha investigado suficientemente de la propiedad de adsorción es que en mientras este fenómeno sucede, los poros del biochar pueden bloquearse por las sustancias adsorbidas, dejando inaccesibles los poros internos para una mayor adsorción (Zackrisson et al, 1996; Kwon y Pignatello, 2005; Warnock et al, 2007). Los autores sugieren que con el tiempo, el biochar se desactiva ya que sus poros se obstruyen y su capacidad de adsorción disminuye. Los poros del biochar procedente de madera son generalmente $<20\mu\text{m}$, que permite la entrada de

bacterias, hongos y ciertos nematodos que ayudan en la descomposición de los fenoles adsorbidos. Esta relación conduce a la reactivación de las partículas de biochar (Zackrisson et al, 1996).

5.1.7. Cambios Químicos del Biochar en el Suelo.

Un número creciente de investigaciones de campo evidencian que el estado químico del biochar se altera con la residencia en el suelo.

Las funcionalidades no aromáticas aumentan con el tiempo de residencia en el suelo. El biochar fresco consiste principalmente en una fase con láminas similares al grafeno y una fase amorfa de estructuras aromáticas (Lehmann et al, 2005; Cohen-Ofri et al, 2006). Al poco de ser formado y definitivamente tras ser incorporado en el suelo, las superficies externas de las partículas de biochar sufren oxidación e interacciones con varios constituyentes. Esta superficie externa contiene varios grupos funcionales (que contienen O- y H-), son expuestos a una oxidación rápida (Lehmann 2007). En un estudio detallado sobre la oxidación de las partículas de biochar realizado por Cheng et al (2006), los resultados indican una oxidación abiótica espontánea. Se han encontrado resultados similares en suelos Australianos con diferentes contenidos de biochar cuantificados usando oxidación ultravioleta (UV) y NMR (Skjemstad et al, 1999). Aparte de ser rico en arilo de, estas muestras de biochar presentaron picos relativamente altos de carbonil C, que probablemente proceden la oxidación parcial de partículas finas de carbón. Esto puede conducir a la producción de estructuras carboxílicas de arilo (Skjemstad et al, 1999). Adicionalmente, con el incremento de grupos ácidos funcionales, el biochar puede convertirse más hidrofílico e incrementar el desgaste físico, químico y biológico, tales como la fragmentación, lixiviación o la formación de DOC (Shindo et al, 1986; Shindo, 1991; Haumaier y Zech, 1995; Bird et al, 1999; Kramer et al, 2004; Cheng et al, 2006).

Cambios elementales en la composición del biochar mediante la oxidación. El biochar suele estar formado por >70% de C, pero también contiene otros elementos (O, H, P, N, S, Si, bases catiónicos, metales pesados) en proporciones variables (Goldberg et al, 1985; Preston y Schmidt, 2006). El desarrollo de funcionalidades no aromáticas inicialmente da lugar en la superficie del biochar dando como resultado un cambio en la composición elemental de las partículas de biochar, en las que aumenta la proporción de O y H principalmente (Cheng et al, 2006, 2008; Hammes et al, 2006, Hockday et al, 2006, 2007). Además de la oxidación superficial, la adsorción de la materia orgánica en las partículas de biochar puede incrementar su funcionalidad, siendo difícil diferenciar entre estos dos procesos.

Cambios en la carga superficial del biochar en el suelo. Cohen-Ofri et al (2006) compararon las estructuras de biochar moderno y fosilizado (3000 años y 40.000 años) y encontraron que ambos contenían una fase cristalina interna compuesto por micro-cristales similares al grafito y otra fase no organizada que la rodeaba, que se formaba principalmente de grupos aromáticos. Sin embargo, hay diferencias entre el biochar moderno y el fósil. La fase similar al grafito del biochar fosilizado tenía una resistividad eléctrica y un estado eléctrico superficial marcadamente alterado comparado con el biochar más reciente. Esto indica claramente la oxidación superficial que ha padecido el biochar fosilizado. Con el tiempo, el incremento de grupos funcionales conduce a la evolución hacia una superficie de carga negativa, reemplazando la carga positiva inicial de las partículas (Chang et al, 2006, 2008). Estas partículas negativamente cargadas incrementan la densidad de carga en las superficies de las partículas de biochar y son las responsables de la gran capacidad de intercambio catiónico (CEC) en el rango de pH del suelo (Liang et al, 2006).

La interacción del biochar con diferentes fases minerales. La interacción mineral (formación de complejos órgano-minerales) puede disminuir la oxidación y degradación de las partículas de biochar (Brodowsky et al, 2005) y contribuye a los tiempos de residencia largos del biochar en el suelo (Brodowsky et al, 2006). Brodowsky et al (2005) observó varias asociaciones de las partículas de biochar con partículas minerales en un suelo agrícola de Alemania. El fraccionamiento reveló que las partículas de biochar estaban tanto sin asociarse con los minerales, como partículas adheridas a los minerales. Esta unión es evidente en tres formas:

- las partículas libres de biochar con minerales de tamaño arcilla y limo incrustados o asociados.
- partículas pequeñas de biochar unidas a minerales
- partículas pequeñas de minerales unidas a partículas grandes de biochar.

En la Terra Preta de la Amazonia, la mayoría del biochar se encontraba en la fracción ligera ($<2,0\text{g cm}^{-3}$) del suelo, indicando que no fue estabilizado químicamente. Sin embargo, una gran parte del biochar se encontró en la fracción pesada del suelo ($2,4\text{g cm}^{-3}$), donde se encontraba físicamente atrapado entre placas de Fe y Al en la superficie de las partículas minerales (Gu et al, 1995). La mayor parte de la fracción de densidad media parecía estar asociada con minerales (Glaser et al, 2000).

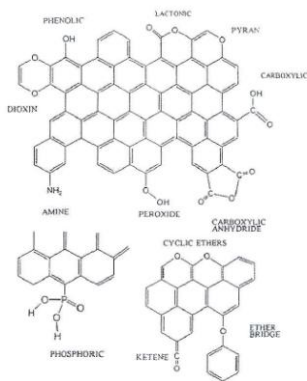


Figura 5: Esquema de los principales heteroátomos y grupos funcionales que más comúnmente se encuentran en el biochar. Fuente: Biochar for environmental management.

5.1.8. Cambios Bióticos del Biochar en el Suelo

Los microorganismos en contacto con las partículas de biochar en el suelo son capaces de cambiar las propiedades del biochar, pero debido a la larga vida media del biochar, sus efectos son difíciles de medir (Lehmann y Rondon, 2006). De hecho en un estudio a corto plazo (4 meses) de la oxidación del biochar, Cheng et al (2006) registraron una mayor oxidación abiótica que biótica (microbiana) en el biochar. El biochar con inoculación microbiana no enseñó cambios en el pH, CEC o composición elemental comparado con el biochar incubado sin ser inoculado (Cheng et al, 2006). Sin embargo, aumenta el número de estudios que confirman cambios significativos inducidos por microbios en el biochar a largo plazo y que la oxidación abiótica inicial puede facilitar una mayor oxidación microbiana.

Crecimiento fúngico en las partículas de biochar.

El crecimiento de las hifas fúngicas en las partículas de biochar en el suelo puede ser la evidencia de que los hongos pueden jugar un rol clave en el cambio de las propiedades del biochar (Hockaday et al, 2007). Los autores encontraron que los microorganismos filamentosos que se infiltraron en partículas de biochar que se formaron durante un incendio y se depositaron en el suelo 100 años atrás. El tamaño de los poros, estos pueden influir en la capacidad y en la manera en la que las partículas pueden interactuar con otras partículas del suelo, tales como los minerales. El biochar antiguo también contiene mayor cantidad de grupos funcionales y zonas oxidadas comparada con el biochar fresco (Hockaday et al, 2007). Por otro lado, Zackrisson et al (1996) propuso que las partículas de biochar en el suelo actúan como foco de la actividad microbiana, que descompone la materia orgánica del suelo que ha adsorbido la superficie del biochar, limpiando la superficie y volviéndola a activar, y retrasando la saturación de la capacidad de adsorción del biochar.

Los posibles candidatos para la alteración microbiana del biochar son los basidiomicetos del enraizamiento y de la hojarasca en descomposición. Bajo condiciones aeróbicas, los basidiomicetos pueden romper las uniones C-C en estructuras aromáticas con enzimas extracelulares (Mn-peroxidasa, lignina-oxidasa y lacasa) en un proceso co-metabólico (Czimeczik y Masiello, 2007, y referencias sobre el).

Otros estudios de incubación también dan evidencias de la degradación del biochar por los microorganismos;

- una inoculación aislado de una descomposición de *Pinus resinosa* , incubado con biochar durante 120 días con materiales parcialmente carbonizados (Baldock y Smernik, 2002).
- una inoculación de un suelo agrícola que contenía carbón, incubado con biochar durante 60 días (Hamer et al, 2004).
- la incubación de un hongo típico del enraizamiento de madera, *Schizophyllum commune*, que produce exo-enzimas durante 84 días (Wengel et al, 2006).

Los autores de dichos estudios no indican si los microbios se infiltraron en las partículas de biochar, o tan solo las mineralizaron con enzimas en su superficie. Sin embargo, otro estudio especialmente centrado en el hábitat de los microorganismos en el biochar encontró que, diferentes tipos de biochar en el suelo pueden dar sustento a diferentes comunidades microbianas (Pietikäinen et al, 2000).

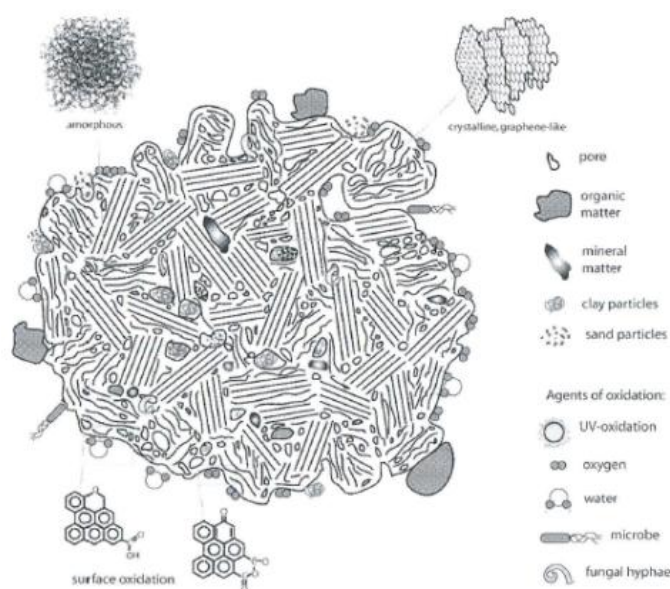


Figura 6: Modelo básico del complejo de una partícula de biochar en el suelo. Fuente: Biochar for environmental management.

5.2. Secuestro y Estabilización del Carbono

5.2.1. Secuestro de la Materia Orgánica en el Suelo.

El suelo es un recurso no renovable debido a que su proceso de formación se mide en siglos. La cantidad de MO que está almacenada en los suelos es uno de los reservorios de COS a nivel mundial (Schlesinger, 1995), debido a que almacenan una gran cantidad de MO (hojas, madera...) que ha caído al suelo del bosque y se está descomponiendo. El suelo es un sistema dinámico, en el que se sustentan las funciones de soporte biológico, interviene en los ciclos de C, S, N y P y funciona como filtro protegiendo las aguas subterráneas y superficiales de la penetración de agentes nocivos, transforma compuestos orgánicos en su interior, descomponiéndolos y modificando su estructura, mineralizándola.

El potencial de estabilización del C en el suelo y los mecanismos que participan en ella no se comprenden aún (Lützow et al, 2006). Más de dos tercios del C en ecosistemas forestales se encuentra en el suelo (Dixon et al, 1994), y es por esto que la capacidad de los suelos de estabilizar y acumular C orgánico ha recibido en los últimos años mayor interés, para tratar de evaluar que grado del incremento atmosférico de CO₂ podría compensarse con políticas de reforestación en áreas degradadas, o el cambio de algunas prácticas de gestión del suelo de la agricultura moderna (Rovira y Vallejo, 2003). Un reflejo de este interés es su papel relevante expresado tanto en la Convención del Cambio Climático 1992 y la Convención de las Naciones Unidas en Kyoto 1997, en los que se han creado protocolos de protección del suelo, para su empleo como sumidero de CO₂.

En la naturaleza, el balance de COS está controlada por los *input* (entrada) y los *output* (salida) (Sollins et al, 1996). Los input al suelo se dan por producción primaria neta (PPN) y los output por la descomposición, mayoritariamente microbiana, en forma de CO₂ emitido a la atmósfera. Como se ha dicho antes, el balance de C en el suelo está determinado por los inputs y los outputs de este. El balance neto entre los input y los output será el balance del carbono final en el suelo. La mayoría de los input de MO proceden de plantas en diferentes fases de descomposición sobre la superficie del suelo (leña, hojas, musgo, hongos), aunque también hay un aporte de MO proveniente de los animales, en forma de deposiciones.

Los principales input al suelo se dan en el mundo agrícola, al emplear estiércol, o más recientemente compost. Estos input pueden aumentar la cantidad de C orgánico del suelo total, afectando a sus propiedades.

Los output de C del suelo se dan con la mineralización de la MO, emitiendo CO₂ a la atmósfera. Otro motivo de pérdida de C del suelo es la lixiviación, por la disolución de C orgánico en el agua (DOC) y el carbono inorgánico disuelto (DIC). La importancia de estos output depende del episodio de lluvias máximas. El mayor output de C del suelo suele ser la respiración heterotrófica. La erosión del suelo puede conllevar una gran pérdida de C en el suelo, debido a la erosión por el viento y por el agua

5.2.2. El Ciclo Global del Carbono.

El C se mueve entre la materia orgánica y el ambiente a diferentes escalas espacio-temporales, que van desde el nivel molecular, pasando por el organismo hasta el global. El C, en su unión molecular con el oxígeno, constituye el CO₂, gas resultante de procesos tanto geoquímicas como biológicos, y cuya presencia en la atmósfera es fundamental en la regulación de la temperatura del planeta debido a sus propiedades como gas invernadero. El carbono se puede almacenar de diversas maneras, entre ellas, como carbón mineral y petróleo, en los océanos y en la materia orgánica de las plantas. El carbono se transfiere entre el CO₂ y los organismos vivos y muertos mediante el proceso básico de fotosíntesis / respiración (mostrado aquí en forma simplificada).

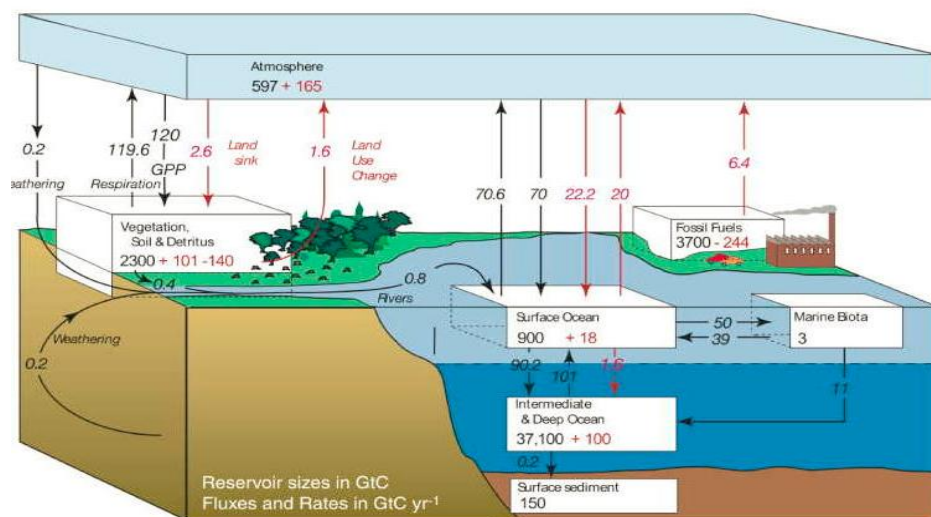
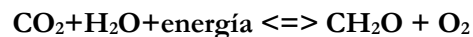


Figura7.: El ciclo global del carbono para la década de 1990, en el que se muestran los principales flujos anuales en in GtC yr⁻¹: los flujos ‘naturales’ preindustriales se muestran en negro y los flujos ‘antropogénicos’ en rojo (modificados de Sarmiento y Gruber, 2006, con cambios en el tamaño de pool a partir de Sabine et al., 2004). Fuente: *IPCC AR4 (2007)*

El ciclo del carbono es un sistema complejo que involucra procesos geológicos, químicos y físicos. Aquí se muestra un esquema (Figura7). El esquema muestra los reservorios de carbono en las unidades de giga toneladas , GtC (1 GtC = 1 PgC: Petagramos de carbón) y los mayores flujos en GtC/yr. Los números que se muestran representan las mejores estimaciones para la década de 1990.

La pérdida neta terrestre de -39 GtC se infiere al sustraer de la acumulación de emisiones de combustibles fósiles, las acumulaciones en la atmósfera y los océanos. La pérdida de -140 GtC de la componente 'vegetation, soil and detritus' representa emission acumulada por el cambio de uso de suelo (Houghton, 2003), y requiere in sumidero de la biosfera de 101 GtC. Los flujos brutos generalmente tienen una incertidumbre de más de $\pm 20\%$, pero se han manejado cantidades fragmentadas para lograr un balance al incluir estimaciones en fracciones de GtC yr⁻¹ por transporte en ríos, intemperización, enterramiento en océano profundo, etc. 'GPP' significa producción primaria anual bruta (terrestre). El contenido de carbono en la atmósfera y todos los flujos acumulativos desde 1750 son hasta finales de 1994. Los mayores flujos de carbono ocurren de manera natural entre océanos, bosques y atmosfera.

Como se aprecia en la Figura8, las emisiones provenientes de la combustión de energías fósiles, alteran el balance anual natural de C, aumentando la concentración de CO₂ en la atmósfera

La captura o fijación del C se realiza mediante fotosíntesis de la atmósfera por los árboles, convirtiendo el CO₂ en C. Este C se almacena en los árboles como biomasa, transfiriendo parte de este C fijado a la tierra con la caída de hojas, muerte de los árboles o descomposición.

5.2.3. Mecanismos de Estabilización de la Materia Orgánica en el suelo.

Los mecanismos de estabilización de C en el suelo han recibido un gran interés en los últimos tiempos. Se ha comenzado una investigación importante para mejorar el conocimiento de los procedimientos mediante los cuales el suelo retiene el C. Por estabilización de la MOS se entiende como la disminución en la pérdida potencial de materia orgánica por respiración microbiana, erosión o lixiviación según Sollins et al., 1996. Según este mismo autor, una de las mayores dificultades en el conocimiento y la predicción de las dinámicas de la MOS se basan en que operan varios mecanismos a la vez (Sollins et al, 1996).

El término estabilidad de la MO se usa como indicativo de protección o resistencia de la MO de la mineralización, mediante los procesos o mecanismos que contribuyen a prolongar su tiempo de *turnover* (período de retorno del C) y recalcitrancia (Lützow et al, 2006).

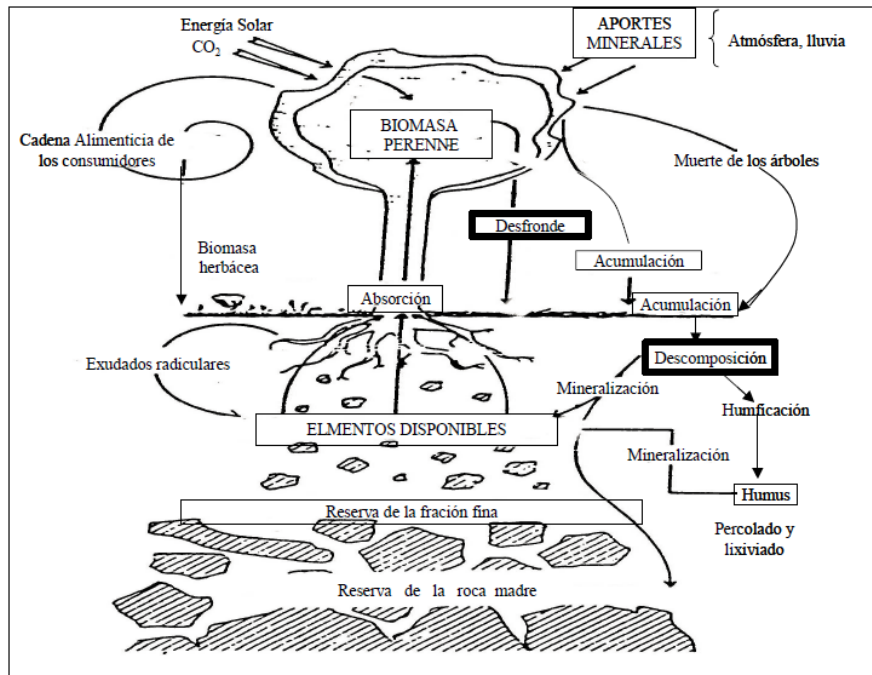


Figura 8: Esquema del proceso de estabilización de la MOS.
Fuente: Inf. Agr.

Se aprecian tres mecanismos principales de estabilización de la MOS:

(1) la **estabilización química**: la MOS se entiende que es el resultado de la unión química o fisicoquímica entre la MOS y los minerales del suelo (arcillas y limos). La interacción intermolecular entre sustancias orgánicas e inorgánicas reducen la disponibilidad de la MO, debido a la complejación de grupos funcionales. Las fuerzas predominantes son los intercambios de ligandos, puentes de cationes polivalentes, interacciones hidrofóbicas débiles (Van der Waals y enlaces de hidrógeno) (Theng, 1979; Oades 1989) e interacciones de iones metálicos con sustancias orgánicas (complejación) (von Lützow et al, 2006).

(2) la **protección física**: se da por la influencia positiva de la agregación en la acumulación de la MOS. Los agregados protegen físicamente la MOS (Jastrow, 1996) mediante la formación de barreras físicas entre los microbios y las enzimas y sus sustratos y, controlan las interacciones de la red alimentaria y por consiguiente, la tasa de renovación o *turnover* microbiano (Elliott y Coleman, 1988). La compartimentación que se da en la matriz del suelo, dificulta la transferencia de sustratos, agua, oxígeno y microorganismos. La accesibilidad a la MO es vital para que la comunidad de microorganismos puedan realizar sus tareas.

La biota del suelo está fuertemente vinculada en el proceso de oclusión de la MO en los agregados (Oades, 1984; Elliott, 1986; Oades, 1993; Six et al, 2002), pero también puede ocluirse dentro de las arcillas mediante la formación de redes hidróxidos de Fe y Al. La mayoría de suelos de climas templados están agregados y existe la evidencia de que la estructura del suelo protege la MO de la degradación, ya que la mineralización de C es mayor cuando los agregados del suelo se rompen

(Elliott, 1986, Six et al, 2000). Los microbios mediante sus secreciones y las raíces con sus exudados hacen de agentes cimentadores, ayudando a la oclusión de la MO en los agregados.

La protección de la MO de la descomposición cuando está ocluido se da debido a:

- Reducido acceso de los microorganismos a la MO.
- Reducida difusión de las enzimas de los microorganismos dentro de los agregados
- Reducida descomposición aeróbica debido a la reducción del oxígeno.

Estos factores son determinados principalmente por el tamaño de los poros, porque del tamaño de estos depende la disponibilidad de agua y de hábitat para los microorganismos. Los microagregados tienen poros pequeños ($<0,2\text{mm } \varnothing$) que limitan la vida bacteriana y sin embargo la MO ocluida tiene un periodo de retorno muy largo.

En los macroagregados, la estabilización de la MO depende de la entrada constante de residuos y además es sensible a ciertas prácticas de gestión. El período de retorno o turnover de esta fracción se mucho más rápido que el de los microagregados (Six et al, 1998).

Las arcillas muestran un comportamiento hidrofílico, pero la MO asociada a los minerales de arcilla hace que la hidrofobicidad de estas aumente (Chenu et al, 2000). La hidrofobicidad viene dada por la adsorción de los ácidos grasos, que además mejora la estabilidad de los agregados contribuyendo a la oclusión de la MO.

La MO también puede ser encapsulada dentro de macromoléculas orgánicas. Este modelo sugiere que la materia orgánica lábil está protegida de la degradación por estar encapsulada dentro de polímeros recalcitrantes (Zang et al, 2000). Sin embargo, este modelo aún debe estudiarse más para poder llegar a conclusiones válidas.

(3) la **estabilización bioquímica**: es entendida como la estabilización de la MOS debido a su propia composición química (compuestos recalcitrantes como la lignina y polifenoles) y a través de procesos químicos de complejación (reacciones de condensación) en el suelo. Se produce debido a la compleja composición química de los materiales orgánicos que puede ser debido a su naturaleza o también a los procesos sufridos durante la descomposición por la condensación y complejación procedentes de la descomposición, haciéndolos más resistentes a la descomposición siguiente (Cadish i Giller, 1997). Así, con el paso del tiempo, la MO se va transformando en más recalcitrante. Von Lutvow et al., 2006 diferencian entre la recalcitrancia primaria de residuos vegetales y rizodepósitos, como función de sus características moleculares autóctonas, y la recalcitrancia secundaria de productos microbianos, polímeros húmicos y materiales carbonizados

La *recalcitrancia primaria* se relaciona con las características moleculares propias de la hojarasca o rizodepósitos de cada especie. Estos residuos están compuestos por mezclas complejas de componente orgánicos, principalmente polisacáridos (almidón, celulosa, hemicelulosa y pectina en un 50-60%) y lignina (15-20%), y otros productos (clorofila, cutina y suberina, lípidos, y ceras en un 10-20%). Algunos de los compuestos mencionados son menos biodegradables debido a su compleja composición estructural (Lützow et al, 2006). Algunos de ellos tardan semanas en degradarse (polisacáridos y proteínas) y algunos otros meses (heteropolímeros). Los polímeros más resistentes a la degradación son los que contienen anillos aromáticos (lignina, lípidos, cutinas y suberinas) siendo los que más tardan en degradarse (Derenne y Largeau, 2001). Según Lützow et al, (2006) la recalcitrancia primaria es especialmente relevante en las fases iniciales de la descomposición de la hojarasca, que en algunos casos puede durar varios años, pero destaca que hay solo pocas evidencias de que la persistencia de los componentes inalterados de la planta sea sólo debida a las características estructurales y no a mecanismos de estabilización. (Lutzow et al., 2006).

La *recalcitrancia secundaria*, por otro lado, es función de productos microbianos, polímeros húmicos, y materiales carbonizados. Es el resultado de diversos procesos metabólicos y degradantes (Sollins et al., 1996). Así, los polímeros que contienen anillos aromáticos como la lignina y las moléculas polimetilénicas como las ceras, cutina y suberina son muy difícilmente degradados por la comunidad microbiana; lo mismo sucede con subproductos generados en el proceso de descomposición como los polímeros húmicos (Lutzow et al., 2006). De éste modo, toda esta MO se define como MO estabilizada bioquímicamente.

5.2.4. Secuestro del Carbono Dependiendo la Medida de los Agregados.

La MO se acumula tanto en las fracciones gruesas del suelo como en las finas (Balesdent, 1996; Sjemstad), pero hay diferencias en la cantidad y calidad de la MO almacenada en cada tamaño de agregado. Atributos estructurales del suelo tales como el tipo de agregado, (Six et al., 2000), el tamaño, la estabilidad y la conformación de los “peds” (Linn et al., 1999, citado en Von Lütovow 2006), tienen influencia sobre la MOS.

Los estudios recientes realizados por fraccionamientos de medidas, muestran una tendencia a que los materiales frescos de MO (poco o nada descompuestos), se acumulen en la fracción del tamaño de las arenas. Por el contrario la MO más descompuesta o recalcitrante (estructuras aromáticas, derivados de lignina) parecen interactuar más con la fracción de limos. Los compuestos más persistentes (lípidos) se asocia a las arcillas (Skjemstad et al, 1998), quedando la MO más recalcitrante protegida también físicamente, tal y como lo está la más fresca. (Rovira y Vallejo,

2003). La materia orgánica del suelo, y por lo tanto el carbono orgánico, tiene un efecto importante en la agregación de las partículas del suelo, existiendo una relación entre tamaño de los agregados y contenido de COS. Mientras mayor es el contenido de COS lábil, mayor es el tamaño de los agregados (Buyanovsky et al., 1994 citado en Von Lutvow, 2006).

Lo anteriormente dicho no es siempre así, ya que este proceso también puede funcionar a la inversa. Los polímeros lábiles (fácilmente descomponibles) de origen vegetal o microbiano, se estabilizan a través de su protección en los microagregados, persistiendo en el suelo durante largo tiempo (Knabner, 2002).

La MOS se encuentra más protegida dentro de los microagregados libres y en los microagregados formados en el interior de macroagregados (Besnard et al, 1996; Six et al, 2000). Los macroagregados son los que menor grado de protección física dan a la MOS, debido a su fragilidad (Elliot, 1986). Esto queda reflejado en el turnover de C cada tamaño de agregado; en los primeros 10cm de suelo superficial el turnover en los microagregados es de 412 años, mientras que en los macroagregados es de 140 años (Jastrow, 1996). A pesar de que se conoce esta diferencia de turnover, los mecanismos exactos que las explican aún no son conocidos. A pesar de esta diferencia de almacenar C, los macroagregados son cruciales para la formación de microagregados y para la estabilización del C incorporado en los microagregados. Los macroagregados estables son más ricos en C total y C más joven que los macroagregados inestables este C más joven estaba compuesto por un 50% de PMO, un 20% asociada a la fracción limo y un 30% asociado a las partículas de arcilla (Puget et al, 2000). El COS es importante en las fracciones $>50\mu\text{m}$, y en el resto de fracciones es cuantitativamente menos importante. Las diferencias en el turnover medio de la MO ocluida en el suelo puede ser la recalcitrancia, ya que las dinámicas de la MO ocluida en el suelo están fuertemente relacionadas con el tiempo de vida de los agregados (Bernard et al, 1996). A pesar de que la oclusión del COS en los microagregados es mayor, Piccolo (2002) sugirió la protección hidrofóbica de las moléculas lábiles a través del dominio hidrofóbico de las pseudo-macromoléculas húmicas. La protección de la degradación incrementa con el aumento del carácter hidrofóbico del ácido húmico.

La accesibilidad de la MOS se limita en parte por la protección física del C del suelo, que a su vez depende de la resistencia estructural del suelo a los procesos de ruptura de agregados. Algunos estudios han demostrado que la MO dentro de los agregados del suelo tiene un índice de descomposición inferior a la MO fuera de los agregados, y varios trabajos ya han evidenciado que la POM ocluida en los agregados tiene una tasa de turnover más lenta que la MO protegida por afiliación mineral. Además, los agregados de diferentes tamaños difieren en la diversidad y en la biomasa microbiana, lo que puede estar ligado a los diferentes grados de acumulación de carbono y el turnover en estas fracciones de tamaño.

5.2.5. Manejo del Suelo y Captura de Carbono.

Las prácticas de manejo que alteran el rendimiento de los cultivos y la productividad de los suelos pueden afectar la superficie del suelo con los consiguientes efectos en el secuestro de C y las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) (West y Marland, 2003).

Johnson (1995) modeló el comportamiento del COS bajo escenarios de manejos en el tiempo, basado en una relación de producción/descomposición (P/D) (Figura 9). Cuando el cociente P/D es igual a la unidad, el COS se encuentra en estado de régimen estacionario. Si el suelo se perturba, por ejemplo por inclusión de la agricultura convencional, el sistema actúa y el P/D disminuye, debido a que la descomposición es mayor a la producción de C. El estado transitorio perdura hasta alcanzar un nuevo nivel basal de COS, produciéndose un nuevo estado de equilibrio o régimen estacionario. En este estado el suelo no pierde más COS debido a la presencia de formas altamente recalcitrantes resistentes a la mineralización. Si en este nivel el suelo es manejado con prácticas conservacionistas se induce a una nueva reacumulación de COS (nuevo estado de transición) y el cociente P/D crece por encima de la unidad. El nuevo estado transitorio dura hasta alcanzar un nuevo nivel de equilibrio (Loveland y Webb, 2003). El nuevo equilibrio puede ser mayor, menor o igual al estado inicial del suelo antes de la perturbación.

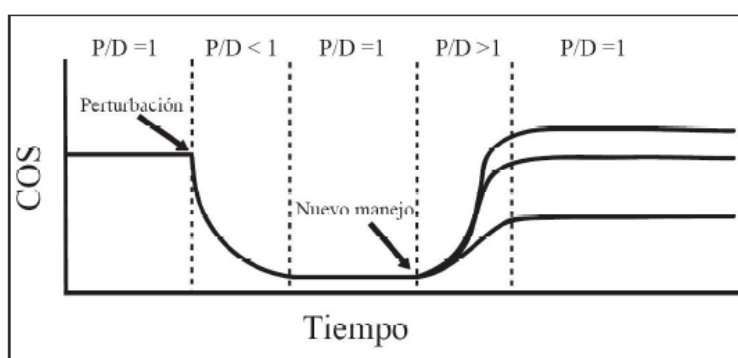


Figura 9: Cambios en el carbono orgánico del suelo inducidos por perturbación y posterior reacumulación por aplicación de manejo de conservación. Fuente: Modificado de Johnson, 1995.

El punto en el cual la cantidad de C del suelo alcanza un equilibrio relativo bajo un escenario específico de uso se denomina "capacidad de almacenamiento de COS" (West y Marland, 2003). Sin embargo, la capacidad de almacenamiento de C no es necesariamente el mayor nivel de C que un suelo puede alcanzar. El COS puede alcanzar un nivel máximo de acumulación denominado punto de saturación, en el que la tasa de almacenamiento es igual a cero frente a niveles crecientes de ingreso de residuos orgánicos (Six et al., 2002; West y Six, 2007; Stewart et al., 2007; Stewart et al.,

2008). Por esta razón, no es recomendable utilizar el nivel de C orgánico de suelos vírgenes como una medida de referencia el punto de saturación de C en el suelo.

El contenido de MOS disminuye frecuentemente con la intensidad de labranza incrementando los flujos de CO₂ desde el suelo hacia la atmósfera (Reicosky et al., 1997). En sistemas no arados se ha observado un incremento de la agregación junto con incrementos del C orgánico (Paustian et al., 2000; Six et al., 2000). El arado induce una pérdida de macroagregados ricos en C y un incremento de microagregados pobres en C (Six et al., 2000).

5.2.6. Carbono Orgánico y Productividad del Suelo.

Existen diversas definiciones de productividad y el término suele confundirse con producción. La productividad se entiende como una cantidad producida por un vector de insumos (ej. Fertilizantes, agua, energía, entre otros). El manejo agronómico convencional incluye la labranza del suelo, lo que ha provocado pérdidas del COS a valores cercanos a la mitad de los niveles previos al uso de suelos para el cultivo (Figura 10) (Sierra, 1990; Reicosky et al., 1995; Reicosky, 2002).

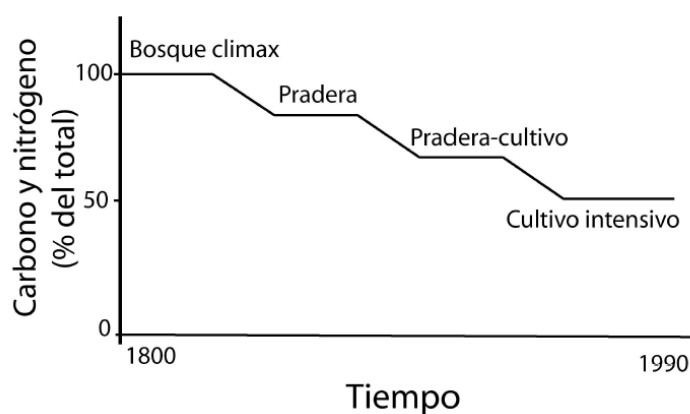


Figura 10: Disminución del C y N del suelo por aumento de la intensidad de uso. Fuente. Modificado de Sierra, 1990.

Este efecto se ha observado en ensayos de largo plazo incluso con incorporación continua de altos niveles de residuos orgánicos (Reicosky et al., 1995). Como se ha discutido, los cambios en el COS afectan a las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, las que a su vez determinan su capacidad productiva (Schlesinger, 2000; Bauer y Black, 1994; Sánchez et al., 2004).

5.2.7. Fracciones de Carbono Orgánico en el Suelo.

Se conoce como materia orgánica del suelo (MOS) a un conjunto de residuos orgánicos de origen animal y/o vegetal, que están en diferentes etapas de descomposición, y que se acumulan tanto en la superficie como dentro del perfil del suelo (Rosell, 1999). Además, incluye una fracción viva, o biota, que participa en la descomposición y transformación de los residuos orgánicos (Aguilera, 2000).

El COS es el principal elemento que forma parte de la MOS, por esto es común que ambos se confundan o se hable indistintamente de uno u otro. En la MOS se distingue una fracción lábil, disponible como fuente energética, que mantiene las características químicas de su material de origen (hidratos de carbono, ligninas, proteínas, taninos, ácidos grasos), y una fracción húmica, más estable, constituida por ácidos fúlvicos, ácidos húmicos y huminas (Galantini, 2002; Aguilera 2000). Las sustancias húmicas son el principal componente de la MOS y representan, por lo menos el 50% de ésta (Simpson et al., 2007). Las sustancias húmicas son el material orgánico más abundante del medioambiente terrestre (Hayes y Clapp, 2001). En la MOS existe una fracción de gran tamaño ($>53\mu\text{m}$) cuyo contenido de COS es conocido como carbono orgánico particulado (COP) o C orgánico lábil, que es más activo y de rápida descomposición (Franzlubbers y Arshad, 1997).

5.3. Dinámica de Formación de Agregados.

5.3.1. Principales Teorías de Agregación del Suelo.

Se entiende por agregado de suelo a un grupo o conjunto de partículas donde las fuerzas de unión entre sí superan a las existentes entre éste y otros grupos adyacentes y por estructura, al arreglo u ordenamiento espacial de los agregados y poros en el suelo (Oades 1984). Según Amezketa (1999), la agregación es el proceso por el que los agregados de diferentes medidas se unen, a través de diferentes materiales orgánicos e inorgánicos, incluyendo los procesos de formación y estabilización. En la capa superficial del suelo, la MOS es el factor principal de la estabilidad de los agregados (Metzger i Yaron, 1986).

El primer modelo conceptual sobre la agregación del suelo se propuso en 1959 por Emerson, y defendía que la MOS incrementaba la estabilidad del suelo mediante la unión de la arcilla y el cuarzo. En 1977 se dijo sobre esta teoría que la cantidad de MOS protegida dentro del suelo, era directamente proporcional a los dominios de arcillas. Estos dominios eran un grupo de cristales de arcilla, que se comportaba como una unidad ante el agua debido a su compactación y orientación, y estabilizaba la MOS mediante ligandos de Al, Fe y H.

En 1967 Edwards y Bremmer propusieron la teoría de los microagregados. Los microagregados se formaban por la reacción en fase sólida de la MO, metales polivalentes y arcillas neutras. Discrepaban en el empleo de grandes bloques de arena como bloques de construcción primaria que postulaba Emerson. Según la teoría de los microagregados, los únicos agregados estables son la arena fina y los sedimentos de la medida de los microagregados ($<150\mu\text{m}$), que constan de complejos de arcilla, metales polivalentes y la MO. Este fue un paso adelante importante en las teorías de agregación del suelo. Los microorganismos se forman por enlaces de partícula entre la arcilla y los metales polivalentes y un complejo organometálico (Six et al, 2004). Edwards y Bremmer (1967) afirmaban también como Emerson (1959) que la MO complejada en los microagregados estaba físicamente protegida, y por lo tanto, no era accesible a los microorganismos (Six et a., 2004).

En 1982 Tisdall y Oades propusieron el modelo jerárquico de agregación del suelo que se puede ver en la Figura 11, que posiblemente fue el avance más significativo en la teoría de formación de agregados, ya que incluye la interacción entre agregados y la MOS. Este modelo de agregación se propuso para suelos minerales de praderas, pero es uno de los modelos más reseñados en la literatura sobre la estructuración del suelo ya que establece la “jerarquía de los agregados” hasta hoy válida para suelos donde el C orgánico del suelo es el principal agente ligando

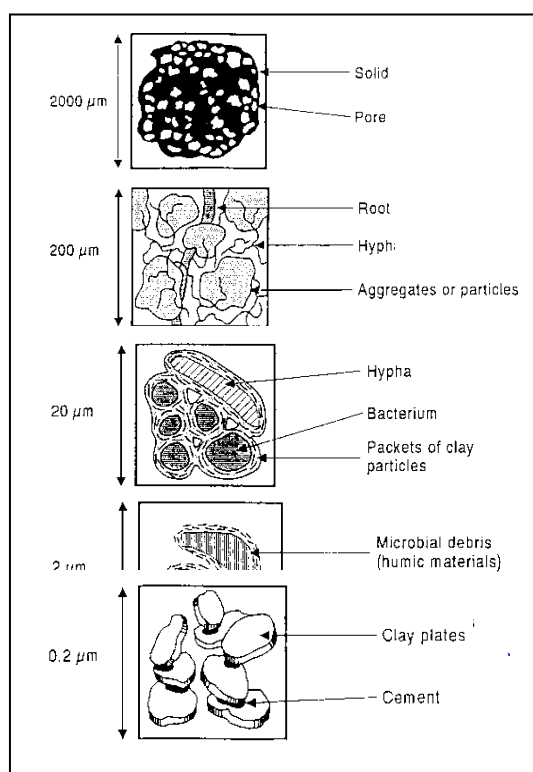


Figura 11. Modelo de agregación de suelos de Tisdall y Oades. Fuente: modificado de Tisdall y Oades (1982).

En esta teoría, los agentes de ligando actúan a diferentes niveles o estados jerárquicos de agregación. Las partículas primarias libres y el limo con medida de agregados ($<20\mu\text{m}$) están unidos en los microagregados ($20\text{-}250\mu\text{m}$) mediante agentes ligantes persistentes (MO humificada, óxidos y aluminosilicatos altamente desordenados). Estos microagregados a su vez, están unidos entre sí en macroagregados ($>250\mu\text{m}$) por agentes ligantes temporales (hifas fúngicas y raíces) y/o transitorios (polisacáridos).

Mediante estas uniones se forman agregados que pueden ser; transitorios, temporales o persistentes. Los **agregados transitorios** se dan por los polisacáridos provenientes de la interacción con animales y plantas, y se biodegradan con rapidez, aportando una estabilización reducida. Las raíces y las hifas de los hongos estabilizan los macroagregados ($2000\text{-}250\mu\text{m}$), formando **agregados temporales**. La descomposición de estos, aporta al suelo MO muerta, que ayuda a la formación de más agregados.

Los agentes **persistentes**, son compuestos húmicos policondensados. En otras palabras, MO unida a complejos de metales polivalentes y arcillas en la que la MOS es el centro del agregado.

De modo que dependiendo del tipo de unión y los tamaños las partículas, los agregados alcanzan un tamaño u otro. En la Figura 11, los agentes de unión principales son las raíces, e hifas para los macroagregados y restos de hifas, microorganismos y sustancias húmicas para los microagregados.

Oades (1984) postuló que las raíces y las hifas mantenían juntos los macroagregados, haciendo de núcleo par la formación de microagregados en el centro de los macroagregados. Hasta ese momento se creía que la formación de los agregados era secuencial, formándose primero los microagregados y después los macroagregados, empleando los microagregados como ladrillos de construcción (Tisdall y Oades, 1992). Ya que las raíces y las hifas son agentes de ligando temporales, no persisten en el tiempo descomponiéndose en fragmentos. Estos fragmentos recubiertos por los mucílagos producidos por la descomposición microbiana, quedan atrapados con las arcillas, dando como resultado un microagregado formado dentro de un macroagregado (Six et al, 2004). Esto se conoce como la **teoría de la acumulación concéntrica**.

Cuando la dinámica de la descomposición de la materia orgánica es el elemento principal que fundamental el nivel y la perdurabilidad de la estructura de los agregados, la formación y estabilidad de los agregados se sustentan en el modelo conceptual de agregación desarrollado por Tisdall y Oades (1982). De este modelo jerárquico tiene tres consecuencias directas. 1) La ruptura gradual de los macroagregados a microagregados hasta que se disocian en partículas primarias a medida que se incrementa la energía dispersiva aplicada en el suelo (Six et al, 2000). 2) Un incremento de la concentración de C aumenta el tamaño de los agregados debido a la relación entre estos dos factores. 3) La MO más lábil se ubica en los macroagregados en comparación con los microagregados (Elliot, 1986).

De modo que la estabilidad de los microagregados es mayor que la de los macroagregados, y menos dependiente de prácticas y gestión del suelo, de las que depende la estabilidad de los macroagregados (Elliot, 1986; Six et al, 2004; Oades, 1984). La ruptura de los agregados de gran tamaño, producto de la cantidad, frecuencia e intensidad de las labores, expone la MOS protegida a la descomposición, liberando C al ciclo global del C. Los microagregados no se alteran por los humedecimientos ni por los disturbios mecánicos del manejo del suelo (Tisdall y Oades, 1982). La estabilidad de esta fracción depende de la fuerza con la que las arcillas y otros componentes orgánicos del suelo son absorbidos en la materia orgánica particulada (MOP), residuos microbianos, y otros coloides orgánicos y compuestos de origen microbiana (Jastrow, Miller, 1998).

5.3.2. La calidad del suelo

La calidad del suelo es una herramienta dinámica y sensible que permite documentar las condiciones del suelo, su respuesta al manejo agrícola o la resistencia al estrés impuesto por agentes naturales o la actividad humana (Arshad y Coen, 1992; Haberern, 1992; citados en Karlen et al, 2003). Desde que este concepto surgiera en la década de los 90, se ha dado numerosas definiciones. Una de las más sencillas, adoptada por "USDA Soil Quality Institute (2008)" es en qué medida hace el suelo aquello que queremos que haga, es decir, la capacidad del suelo para funcionar bajo el uso que se le quiere dar.

Gregorich et al (1994) definieron la calidad del suelo como una medida sintética de la aptitud del suelo para funcionar correctamente bajo un uso específico. El término "medida sintética" implica que la calidad del suelo debe integrar propiedades físicas, químicas y biológicas, sus interacciones y procesos en el suelo (Karlen et al, 2003). El término "uso específico" hace referencia a la diversidad de suelos y usos potenciales, que pueden dar lugar a diferentes calidades del suelo (Karlen et al, 1997). Por lo tanto, la calidad del suelo no es una medida absoluta, debe ser evaluada en relación al tipo de suelo y al uso determinado que de él se quiera realizar.

Karlen et al (1997) dieron una definición más extendida de la calidad del suelo que engloba tres aspectos importantes: la productividad, la calidad medioambiental y el bienestar del hombre. Así, *la calidad del suelo es la capacidad de un suelo específico para funcionar dentro de los límites de un ecosistema natural o controlado, que preserva la productividad vegetal y animal, conserva o mejora la calidad del agua y el aire, y promueve el bienestar humano.*

En términos generales la evaluación de la calidad del suelo debe incluir los siguientes criterios mínimos: reflejar la estructura y dinámica del ecosistema terrestre, valorar los cambios en las funciones del suelo a lo largo del tiempo, ser sensible a los impactos provocados por la actividad humana y variaciones climáticas, integrar propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo y ser una herramienta útil a la hora de tomar decisiones sobre el manejo eficiente de los suelos (Gregorich et al, 1994; Sposito y Zabel, 2003).

A la hora de evaluar la calidad del suelo, la selección de indicadores que mejor manifiestan los cambios en las funciones del suelo que se quieren valorar es el paso más delicado. Los indicadores de la calidad son propiedades o atributos del suelo que expresan la capacidad de ésta para llevar a cabo una función específica. Para que un indicador sea aceptado debe cumplir las siguientes características: fácil de medir, sensible a los cambios de manejo y variaciones climáticas, capaz de medir variaciones en las funciones del suelo, integrar propiedades físicas, químicas y biológicas del

suelo y ser accesible a los usuarios y aplicable en condiciones de campo (USDA Soil Quality Institute, 2008).

La evaluación de la calidad del suelo comprende los siguientes tres pasos (Karlen et al, 2003). En primer lugar, se deben seleccionar indicadores de calidad adecuados para monitorizar las funciones críticas del suelo que se determinan en función del uso específico que se le dé al suelo. Estos indicadores formarán un conjunto mínimo de datos que permitirán la evaluación de la calidad del suelo (Gregorich et al, 1994). Cada indicador debe ser cuantificado y normalizado. La asignación de unos valores estandarizados permite combinar indicadores con unidades de medida diferentes en un índice de calidad del suelo. Por último, la interpretación de este índice determinará si ese suelo está funcionando dentro de los límites de un ecosistema sostenible.

La calidad del suelo debe ser evaluada a diferentes escalas e trabajo: a nivel de parcela o ensayo, en condiciones reales de campo, a nivel de cuenca e incluso a nivel regional, nacional e internacional (Karlen et al, 1997). El estudio de la calidad del suelo a diferentes escalas debe ser progresivo, es decir, para aplicar esta herramienta a gran escala es necesario su estudio a niveles más bajos y sencillos. A pequeña escala, el estudio de la calidad del suelo permite entender y aprender a manejar esta herramienta. A gran escala, la evaluación de la calidad del suelo puede ayudar en la toma de decisiones y en la planificación de programas para un uso más sostenible del territorio desde una cuenca hasta escala internacional.

5.3.3. La calidad física del suelo.

Calidad del suelo es un término global que agrupa la calidad física, la calidad química y la calidad biológica del suelo. La interacción de estos tres aspectos condiciona la aptitud del suelo para desempeñar diferentes funciones. Por tanto, todos ellos deben ser considerados en relación a usos específicos del suelo.

En el caso de un suelo agrícola, es importante conservar unas condiciones físicas adecuadas en el suelo que permitan la infiltración y la acumulación del agua, el reciclaje de nutrientes, el desarrollo radicular del cultivo, la actividad macro y micro fauna del suelo y que resistan frente a los procesos de erosión. La pérdida de las condiciones físicas del suelo tendría, por tanto, consecuencias en las propiedades químicas y biológicas del suelo. Esto indica que la calidad física debe ser una parte importante de la evaluación total de la calidad del suelo.

Las condiciones físicas del suelo son el resultado de su estructura, que refleja la organización de la fase sólida y el espacio poroso en el suelo. La estructura se puede definir como la heterogeneidad

espacial de los componentes o propiedades del suelo (Dexter, 1988). La agregación (disposición de partículas primarias en unidades de mayor tamaño), la distribución de los agregados en la superficie de un suelo labrado o la variabilidad de la resistencia del suelo son diferentes aspectos de la estructura que explican su variabilidad espacial (Dexter, 1988).

El desarrollo de la estructura en el suelo depende tanto de factores bióticos como de los factores abióticos: la fauna y los microorganismos del suelo, las plantas y la materia orgánica, los cationes polivalentes y los minerales de arcilla y las variables medioambientales. A lo largo de la historia, el interés por entender la relación entre dinámica de agregación, la actividad biológica y la dinámica de la materia orgánica en el suelo ha supuesto la publicación de importantes teorías que permiten entender la formación de estructura en el suelo.

Emerson (1959) describió la asociación de partículas de arcilla y cuarzo en el suelo. Posteriormente, Edwards and Bremner (1967) presentaron la "teoría de los microagregados", en la que los microagregados se forman por la unión de partículas de arcilla y materia orgánica a partir de cationes polivalentes (citados en Six et al, 2004). Tisdall y Oades (1982) describieron la jerarquía de los agregados en el suelo en función de su tamaño. Estos autores postularon que las partículas primarias ($<20\mu\text{m}$), unidas a través de la materia orgánica humificada y cationes polivalentes, forman los microagregados del suelo ($20\text{-}250\mu\text{m}$). Estos microagregados estables se unen a través de la materia orgánica más transitoria (hifas, raíces, polisacáridos derivados de microorganismos y plantas) para dar lugar a los macroagregados ($>250\mu\text{m}$). Oades (1984) postuló que los microagregados se forman a partir de los macroagregados. Así, las hifas y las raíces que contribuyen a la cohesión de los macroagregados serían el núcleo de formación de los microagregados. Otros autores también adoptaron esta teoría para explicar la formación y degradación de los agregados y la interacción entre la materia orgánica, los organismos del suelo y las partículas primarias del suelo (Elliot, 1986; Elliot y Coleman, 1988; Golchin et al, 1994; citados en Six et al, 1994). Oades y Waters (1991) comprobaron la teoría jerárquica de la agregación en diferentes suelos y comprobaron que esta teoría se cumple en suelos donde la materia orgánica es el principal agente de la formación y estabilización de los agregados; en cambio en suelos donde otros factores tales como los óxidos, dominan frente a la materia orgánica la jerarquía de agregados no es tan clara.

5.3.4. La Materia Orgánica del Suelo.

La materia orgánica es el principal agente de agregación en suelos de clima templado dominados por arcillas (Oades y Waters, 1991; Six et al, 2002). Las características moleculares de la materia

orgánica controlan su ritmo de descomposición, y su capacidad de interaccionar con las arcillas e iones metálicos del suelo; lo que afecta directamente a la dinámica de agregación del suelo y a su turnover.

Los modelos para explicar la dinámica de la materia orgánica en el suelo dividen la fracción orgánica en tres velocidades de descomposición, activa, lenta y pasiva. En el compartimento activo el ciclo de retorno se mide en años y está formada por la materia orgánica biológicamente activa y menos descompuesta. El comportamiento lento corresponde a la materia orgánica con un ciclo de retorno intermedio (décadas) y el comportamiento pasivo lo constituye la materia orgánica más recalcitrante, con una tasa de retorno de cientos a miles de años (Elliot et al, 1996; Feng y Li, 2001; citados en Wander, 2004). La materia orgánica más recalcitrante, asociada a los comportamientos lento y pasivo, es más importante en procesos fisicoquímicos, tales como la adsorción, la capacidad de intercambio catiónico y la retención de agua, y en el secuestro de C orgánico a largo plazo (Wander, 2004). La materia orgánica de fácil descomposición tiene abundantes enlaces hidrolíticos que son destruidos por las hidrolasas, presentes en todos los suelos. Los polímeros más resistentes contienen anillos aromáticos, como en el caso de la lignina, y estructuras de polimetileno, como los lípidos y las ceras (Lützow et al, 2006).

La materia orgánica asociada a los macroagregados es más lábil (fácilmente mineralizable) y es, además, la principal fuente de pérdida de C orgánico cuando una pradera natural es cultivada; mientras que la materia orgánica de los microagregados está más procesada (Elliot, 1986). Basándose en la diferente naturaleza de la materia orgánica de en los agregados del suelo, Cambardella y Elliot (1992) separaron la fracción de materia orgánica ligada a las partículas menores de 53µm de la fracción de materia orgánica de mayor tamaño, que definieron como materia orgánica particulada (POM), para su estudio por separado en suelos cultivados y no cultivados. La POM está formada por fragmentos de restos vegetales en diferentes estados de descomposición y compuestos de origen microbiano (hifas, hongos, secreciones mucilaginosas). Es la materia orgánica menos descompuesta y por tanto más fácilmente mineralizable del suelo, y representa la mayor parte de la pérdida de C orgánico al cultivar el suelo virgen. La POM es incorporada en los macroagregados mediante la actividad de macro y microfauna del suelo. Durante su descomposición, la POM más fina queda encapsulada en los microagregados que se forman dentro de los macroagregados. Esta POM más fina está físicamente más protegida del ataque microbiano, lo que a su vez favorece la estabilidad de los microagregados frente a la de los macroagregados. A medida que esta materia orgánica continúa descomponiéndose y va cambiando su naturaleza molecular, cada vez tiene mayor capacidad para interaccionar con las arcillas y formar complejos órgano-minerales. Esta materia orgánica está mucho más humificada y es más recalcitrante (Beare et al, 1994).

Para mejorar los modelos existentes de dinámica de la materia orgánica es necesario asociar estos compartimentos con fracciones funcionales de la materia orgánica que vienen definidos por sus mecanismos de estabilización (Lützow et al, 2006).

Para evitar la descomposición de la MO, su ubicación espacial es crucial, para protegerlo de los microorganismos. Los principales procesos que influyen a la accesibilidad de la materia orgánica son la oclusión en los agregados y la hidrofobicidad. La hidrofobicidad de algunos compuestos orgánicos reduce su humectación superficial y limita la accesibilidad de los organismos ya que la ausencia de agua condiciona la capacidad de supervivencia de los organismos (Jandl et al, 2004). Las propiedades hidrofóbicas de la materia orgánica del suelo han sido descritas para diversas fracciones: sustancias húmicas, compuestos orgánicos asociados a las arcillas y restos de plantas y organismos (Jandl et al, 2004). Al mismo tiempo, la hidrofobicidad favorece la estabilidad de los agregados y contribuye a la oclusión de la materia orgánica como mecanismos de estabilización (Lützow et al, 2006).

La interacción de la materia orgánica con la fracción mineral es otro mecanismo de estabilización. Se ha observado que la materia orgánica asociada a esta fracción es más vieja y tiene una tasa de retorno más larga que otras fracciones orgánicas (Chenu y Stotzky, 2002). Los principales mecanismos que permiten la interacción entre la materia orgánica y la fracción mineral del suelo son el intercambio catiónico/aniónico, los puentes catiónicos favorecidos por los cationes polivalentes y otros enlaces más débiles como las fuerzas de van der Waals y puentes de H.

5.3.5. Factores que Influyen en la Dinámica de Agregación del Suelo.

La formación del suelo depende de las partículas de las que este esté compuesto. La formación de la estructura del suelo se ve influida por la fuerza física (compresión/expansión producidas por el agua), ciclos de congelación/descongelación, el cultivo o el movimiento de la biota del suelo (Oades, 1993). La MOS juega un rol importante en la formación de agregados. En los suelos con partículas que están agregadas, la porosidad juega un papel importante en la disponibilidad y movimiento del agua y el aire, que se ve influenciada por el tamaño, cantidad y distribución de los poros. Los agregados del suelo son importantes para mantener la porosidad del suelo y proveer estabilidad contra la erosión, además de ser una forma de conservar y proteger la materia orgánica del suelo y de esta forma ejercer funciones agrarias y medioambientales tan importantes como la reserva de nutrientes, la infiltración o la aireación (Kay y Angers, 2000). Además, el porcentaje de agregados estables al agua permite evaluar la calidad del suelo (Alvear et al., 2007) y puede definirse

como el resultado de la fuerza de unión entre las partículas elementales de los agregados del suelo siendo de gran importancia en la protección contra la pérdida de suelo por erosión (Cerdà, 1998).

Se ha hablado mucho sobre la formación de los agregados en el suelo y los factores que influyen sobre este, pero los principales agentes que juegan un rol importante en este aspecto ya fueron identificados, mayoritariamente, antes de 1950 y se pueden ver en la Figura 11 (Six et al, 2008).

Los factores más importantes que influyen en la formación y estabilización de agregados en el suelo son: la fauna y los microorganismos del suelo, las raíces y la materia orgánica, los agentes de unión inorgánicos, las arcillas, las variables medioambientales y las técnicas de manejo del suelo.

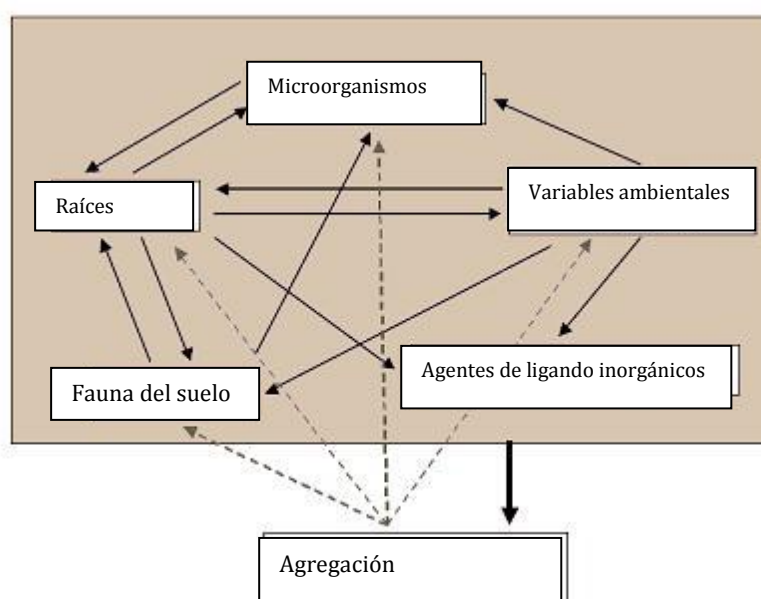


Figura 12 Esquema de interacciones y retroalimentaciones entre los cinco factores principales que influyen en la formación y estabilización de agregados.

Fuente: Six et al. (2004)

Microorganismos del suelo. La relación entre la actividad de los microorganismos y la dinámica de agregación en el suelo depende de la escala (macroagregados, versus microagregados), el tipo de microorganismos, la textura del suelo y la mineralogía de la arcillas (Six et al, 2004). Se considera que los hongos participa principalmente en la formación de macroagregados, mientras que las bacterias predominan en la formación de microagregados (Tisdall y Oades, 1982; Schutter y Dick, 2002; citados en Bronick y Lal, 2005). En suelos arenosos, los hongos parecen tener un papel más importante que las bacterias en la agregación. En los suelos arcillosos, en cambio tanto las bacterias como los hongos participan activamente en la agregación (Six et al, 2004), aunque la mineralogía y la proporción de esta fracción parece también estar relacionada con el predominio de uno u otro tipo de microorganismos. Por ejemplo, Denef y Six (2005) observaron que en un suelo dominado por la caolinita no existía una relación directa entre la macroagregación y la actividad biológica,

mientras que en un suelo dominado por la illita la actividad biológica favoreció la formación de macroagregados más estables.

Las raíces. Las raíces de las plantas influyen de diversas formas en la dinámica de agregación del suelo. Las raíces liberan exudados orgánicos que actúan como agentes de cementación temporales entre los componentes minerales y orgánicos del suelo y que estimulan la actividad microbiana en la rizosfera (Six et al, 2002). A medida que crecen, las raíces comprimen el suelo que las rodea, reorientando las partículas de arcilla y compactándolo (Dorizio et al, 1993; citado en Six et al, 2004). Además, las raíces absorben continuamente agua del suelo, lo que resulta en una desecación localizada del suelo y en la cohesión de partículas en su entorno (Six et al, 2002). Estos cambios químicos, biológicos y físicos estimulan la formación y estabilización de agregados en la rizosfera.

La fauna del suelo: las lombrices. La actividad de las lombrices favorece la formación y estabilización de agregados en el suelo a través de la creación de canales biológicos y la producción de excretas o casts. Al crear los canales, las lombrices ejercen una presión sobre el suelo que los rodea y excretan compuestos mucilaginosos que impregnan las paredes del canal creando una estructura estable (Six et al, 2004). Las lombrices ingieren materia orgánica mezclada con material inorgánico del suelo, a medida que van creando canales, pasa a través de su tubo digestivo y lo excreta de nuevo en forma de casts (macroagregados de origen biológico). Numerosos estudios han demostrado que la estabilidad de los casts es mayor que el de otros agregados del suelo a medida que éstos se secan (Shipitalo y Protz, 1998; Marinissen y Dexter, 1990). La estrecha combinación de la materia orgánica con el material inorgánico a través de polisacáridos que liberan las lombrices en su tubo digestivo también estimula la formación de microagregados en los casts (Shipitalo y Protz, 1989).

La actividad de las lombrices depende fuertemente del manejo del suelo. Jongmans et al (2001) y Pulleman et al (2003), citados en Pulleman et al (2005), observaron que el porcentaje de casts en un suelo con pradera permanente fue mayor que en un suelo con agricultura ecológica (~20% más) y que en el suelo con laboreo convencional (~40% más). En estos mismos suelos, estos autores también observaron que no existía una relación directa entre la actividad de las lombrices y la formación de microagregados en los casts. En la pradera permanente, tanto el porcentaje de microagregados como el contenido de POM fueron significativamente mayores que en los otros sistemas de manejo. En cambio, en el suelo con agricultura ecológica, el porcentaje de microagregados fue similar al del suelo con laboreo convencional a pesar de tener un mayor contenido de POM (Pulleman et al, 2005). Estos autores sugirieron que las diferencias tanto de cantidad como de calidad de la materia orgánica (residuos orgánicos frescos o adición de estiércol) afectan a la formación y estabilización de microagregados.

Las diferentes especies de lombrices afectan de diferente manera a la estructura del suelo. Las especies de lombrices se agrupan en tres grandes categorías en función de sus estrategias de alimentación y producción de casts (Bouché, 1977; citado en Six et al, 2004). Las especies epigeas viven en la capa superficial del suelo, normalmente en el horizonte orgánico de los suelos forestales, y prácticamente no influyen en la estructura del suelo. Las especies anécicas viven en la red de canales que crean en los suelos minerales y contribuyen de forma importante a la formación y estabilización de agregados. Por último las especies endogeas viven en horizontes de suelos enriquecidos en materia orgánica. Según Lavelle y Spain (2001), citado en Six et al (2004), estas especies son las más importantes para la agregación y protección de materia orgánica en el suelo.

Otros organismos, tales como las termitas, artrópodos, nematodos que viven en el suelo, también influyen en la estructura y el ciclo de los nutrientes del suelo a través de la ingestión y excreción del material del suelo, transporte de material orgánico y formación de estructuras de origen biológico (canales, termiteros, casts).

Óxidos: los óxidos abundan en suelos formados en condiciones tropicales húmedas en los que se produce un enriquecimiento relativo de óxidos de hierro y aluminio por pérdida de silicatos. Los óxidos de hierro y aluminio son importantes factores de agregación en suelos ácidos, con contenidos bajos de materia orgánica y de arcillas, tales como Oxisoles (Oades y Waters, 1991; Six et al, 2000). En general, los óxidos podrían participar sobre todo en la microagregación, aunque también podrían influir en la macroagregación (Six et al, 2000; Denef et al, 2002). El efecto estabilizador de estructura de los óxidos es el resultado de su capacidad para formar complejos órgano-metálicos (adsorción de materia orgánica en la superficie de los óxidos), uniones electrostáticas entre las arcillas (de carga negativa) y de los óxidos (de carga negativa), y coatings que envuelven partículas primarias y secundarias del suelo manteniéndolas unidas (Six et al, 2004). Por este motivo, su influencia relativa como agentes de agregación es función de la mineralogía de la fracción arcilla del suelo en el que se encuentran, como se explica más abajo.

Minerales de arcilla: la interacción de las arcillas con la materia orgánica y su influencia en la agregación dependen del pH y la capacidad de intercambio catiónico, que están directamente relacionados con la abundancia y tipo de arcillas; así como de los cationes presentes en la solución del suelo.

Variables ambientales: los procesos de humectación-deseccación y hielo-deshielo condicionan la formación y estabilización de los agregados del suelo. Los cristales de hielo que se forman y se expanden en los poros del suelo pueden llegar a romper los agregados que rodean a esos poros. Este efecto negativo del hielo es mayor cuando mayor es el contenido de agua del suelo (Bullock et al, 1988; citado en Six et al, 2004). Sin embargo, mientras el hielo puede provocar la rotura de agregados, el deshielo permite la cohesión de partículas que revierten en cierto grado el efecto del

helo (Hinnan y Bisal, 1968; Staricka y Benoit, 1995; citados en Six et al, 2004). La humectación y desecación del suelo generalmente favorece la rotura de los agregados debido a la hidratación e hinchamiento de las arcillas expandibles y la compresión del aire ocluido en los poros por la entrada de agua, cuando se humedece el suelo (Grant y Deter, 1990; citado en Six et al, 2004). De acuerdo con Denef et al (2001), frecuentes ciclos de humectación y desecación en el suelo pueden llegar a inducir la agregación de éste porque la desintegración de los agregados al humedecerse permite que las partículas primarias se agrupen en configuraciones ordenadas que resultan en una mayor cohesión en la siguiente fase de desecación. En general, el ciclo de retorno o turnover de los agregados, debido a los procesos de humectación-desecación y hielos-deshielo, dependen del contenido y el tipo de arcillas, del contenido de materia orgánica y la concentración de óxidos del suelo (Six et al, 2004).

Técnicas de manejo del suelo: las labores interfieren directamente en la dinámica de agregación del suelo, acelerando el ciclo de retorno o turnover de los agregados. Basándose en la teoría de la jerarquía de los agregados (Tisdall y Oades, 1982; Oades, 1984) y en información recopilada sobre la interacción entre la dinámica de la materia orgánica y la dinámica de agregación en suelos de pradera natural y suelos cultivados con diferentes sistemas de laboreo (no laboreo NT y laboreo convencional CT), Six et al (1998) desarrollaron un modelo conceptual que explica el efecto de un factor perturbador (en este caso, el laboreo) en la dinámica de agregación y la estabilización de la materia orgánica del suelo (Figura 13). Se ha establecido que la inclusión de MO dentro de los agregados del suelo reduce su ratio de descomposición (Oades, 1984; Elliot and Coleman 1988)

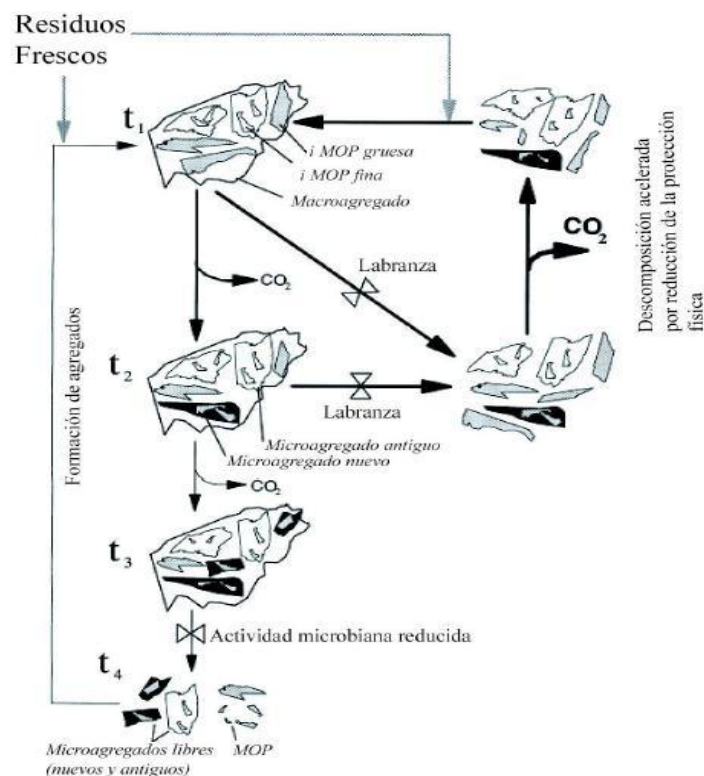


Figura 13: Modelo conceptual que enseña el ciclo de vida de lo macroagregados y formación de microagregados. (Modificado de Six et al., (1998).

El modelo asume ratios similares de formación de macroagregados en NT y CT (en t1) porque los inputs de residuo son similares en ambos casos de manejo del suelo (Paul et al., 1997). Six et al. (1999) encontraron que la proporción de C derivado de cultivo (C nuevo) respecto al nativo del prado (C antiguo) era similar en los macroagregados de CT y NT, confirmando que el ratio de formación de agregados es similar en los sistemas de manejo. En el momento 1 (t1; Figura 13), los macroagregados (250-2000 μm) se forman alrededor de residuo fresco, que pasa a ser materia orgánica particulada intra-agregada (iPOM) gruesa (FIG.X). El residuo fresco induce la formación de macroagregados porque su C es una fuente para la actividad microbiana y la producción de agentes de unión microbianos Golchin et al., 1994; Jastrow, 1996; Six et al., 1999).

La iPOM fina dentro de macroagregados deriva de la descomposición y subsecuente fragmentación de la iPOM gruesa (t1 a t2). Este proceso queda refutado con las observaciones que indican que la descomposición produce disminuciones en el tamaño del POM (Guggenberger et al., 1994) y que el iPOM fino es más antiguo que el iPOM grueso (Six et al., 1998). Por consiguiente, se espera que la concentración de iPOM fino se incremente con el tiempo en los macroagregados. Por lo tanto, la abundancia de macroagregados antiguos sugiere un ratio de retorno más lento de macroagregados y el ratio de iPOM fino respecto a iPOM grueso dentro de macroagregados puede emplearse como una medida relativa del retorno de macroagregados.

Mientras que el iPOM fino se forma gradualmente se le añaden incrustaciones de partículas de arcilla y productos microbianos (de t2 a t3) para formar microagregados dentro de macroagregados (Six et al., 1998, 1999). En estudios con isotopos trazadores, el C etiquetado se redistribuyó de los macroagregados a los microagregados con el paso del tiempo (Angers et al., 1997; Gale et al., 2000) sugiriendo que los microagregados se forman dentro de los macroagregados (Oades, 1984; Elliot y Coleman, 1998). A la larga, los agentes de unión en los macroagregados se degradan, dando como resultado una pérdida de estabilidad (t4) y la liberación microagregados estables, que serán los bloques de construcción para el próximo ciclo de formación de agregados (Tisdall y Oades, 1982).

Esta incorporación de C en microagregados libres es un factor importante que contribuye al secuestro de C (Skjemstad et al., 1990) ya que el C que contienen los microagregados libres tiene un retorno más lento que el C en macroagregados (Jastrow et al., 1996). Un retorno lento de macroagregados en NT permite que haya tiempo para la formación de iPOM proveniente de iPOM grueso de cultivo reciente y la consiguiente encapsulación de esta iPOM fina por partículas minerales y subproductos microbianos para formar microagregados estables que contienen C joven proveniente de cultivo. Por el contrario el retorno de los macroagregados en CT es más rápido, habiendo menor oportunidad de formación de iPOM fina proveniente de cultivo y microagregados

estables. Así, en la MO orgánica capturada en microagregados de suelos CT predomina el C antiguo que proviene de la vegetación previa al cultivo.

En el modelo de Six et al (1998), la formación y la estabilización de agregados depende directamente de la entrada en el suelo de materia orgánica fresca en forma de POM. La incorporación de materia orgánica fresca activa el crecimiento de hongos y bacterias que producen compuestos mucilaginosos como resultado de la descomposición de los residuos orgánicos incorporados. Estas secreciones microbianas actúan como agentes de unión que envuelven las partículas minerales y la materia orgánica lábil del suelo (POM) formando macroagregados. La POM ocluida en los macroagregados se degrada progresivamente por la acción de los microorganismos, dando lugar a POM más fina, que al interactuar con las partículas minerales y los productos microbianos queda encapsulada en microagregados formados en el seno de los macroagregados. El laboreo acelera el ciclo de retorno o turnover de los macroagregados e inhibe la formación de microagregados dentro de ellos, lo que resulta en una menor estabilización de la materia orgánica protegida en los agregados.

6. MATERIAL Y METODOS

El diseño experimental de este proyecto consta de dos apartados, un trabajo de campo realizado en el huerto semillero de Karrantza y el otro llevado a cabo en el laboratorio de las instalaciones de Neiker en Derio.

6.1. ENSAYO DE LABORATORIO

El trabajo de laboratorio del presente estudio se realizó en las Instalaciones del Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario, Neiker-Tecnalia, en Derio (Bizkaia).

6.1.1. Caracterización de la Zona de Estudio

Las muestras de suelo para este trabajo se obtuvieron en el huerto semillero que dispone la Diputación Foral de Bizkaia (DFB) en el Valle de Karrantza, municipio más occidental de Bizkaia. El valle de Karrantza se ubica en la vertiente atlántica del territorio, que presenta un clima oceánico con temperaturas moderadas (Euskalmet). La temperatura media en invierno es de unos 7°C, mientras que en verano no suele sobrepasar los 20°C. La pluviometría tiene un máximo en noviembre y un mínimo en los meses de junio-julio. La precipitación media anual es de 1200mm (DFB).

El huerto semillero del que se extrajeron las muestras de suelo se plantó en 1996, para la producción de semillas de *Pinus radiata* de alta calidad genética. Actualmente los pinos de los que se compone el huerto semillero rondan los 20 años. . La finca se encuentra rodeada al Norte, Oeste y Sur por praderas, y al Este por un rodal de roble americano. Las plantaciones de pino más próximas se encuentran a una distancia aproximada de 300 m al Este.

6.1.2. Caracterización Edafológica del Suelo de Muestra

Como se puede ver en la tabla proporcionada por Neiker-Tecnalia con las características edafológicas principales del suelo de Karrantza (2000), la finca está caracterizado por una textura entre franco-arcillosa y arcillosa gruesa. Como se ve en la Tabla1 El pH está entre 3,6 y 4,5 y es un suelo pobre tanto en nutrientes como en materia orgánica. Los valores de P, N, K y Mg son muy bajos, mientras que el porcentaje de saturación de Al es alto.

Determinación	1	A	B	C
Arena Gruesa	1.74	2.71	1.44	3.93
Arena Fina	47.46	59.13	45.75	46.46
Limo	26.70	20.44	22.08	26.69
Arcilla	24.11	17.72	30.73	22.92
Textura	Franco arcillosa	Franco arcillosa	Arcillosa gruesa	Franco arcillosa
pH (1:2,5) agua	4.00	3.60	3.65	4.50
Materia Orgánica %	2.06	3.35	0.91	0.38
Nitrógeno Total %	0.13	0.16	0.07	0.06
C/N	9.23	12.19	7.57	3.67
Fósforo Olsen, ppm	Inapreciable	Inapreciable	Inapreciable	Inapreciable
Calcio, meq/100 g	1.91	1.13	0.58	5.63
Magnesio, meq/100 g	0.57	0.30	0.17	0.40
Potasio, ppm	68	59	42	36
Aluminio, meq /100 g	3.80	8.20	7.11	1.82
Saturación Aluminio, %	55	79	89	22

*Los números entre paréntesis corresponden a los niveles de nutrientes según el ADAS inglés

Tabla1: Características edafológicas del suelo del huerto semillero de Karrantza. Fuente: Neiker-Tecnalia.

6.2. DESARROLLO EXPERIMENTAL.

6.2.1. Toma de Muestras y Manipulación

Se recogieron tres muestras al azar de los 10 primeros centímetros del suelo en la zona de las parcelas de ensayo, hasta obtener la cantidad necesaria para ser manipulado. Estas muestras se rompieron manualmente para facilitar su secado al aire durante varios días, hasta que perdió la mayor cantidad de humedad. Cuando las muestras se secaron, se tamizaron a 2mm con un molino FRITSCH-SOIL MILL, retirando las piedras que no pasaron por la malla.

La fracción recuperada de suelo <2mm, se pasó por un tamiz de 250µm manualmente, para romper los Macroagregados presentes en el suelo. La fracción que no pasó por la malla de 250µm, eran en

su mayoría materia orgánica y arenas gruesas. Estas se introdujeron en un recipiente de agua, para mediante flotación recuperar la materia orgánica que flotante (raíces, semillas...) y se introdujeron en la estufa a 105°C durante un período de 24h para evitar la germinación de semillas durante el período de incubación a la que se sometería después. Los restos que sí sedimentaron se recogieron, para esta vez pasarlo por un tamiz de 53μm. Los restos que no pasaron por el tamiz de 53μm, se incorporaron a la materia orgánica recuperada en el proceso anterior a la estufa. Una vez la materia orgánica estuvo seca, se pasó por el tamiz de 250μm junto con las arenas recuperadas y se incorporó al suelo ya tamizado previamente. Por último se homogeneizó todo el suelo, para evitar diferencias dentro del mismo suelo al ser empleado.

6.2.2. Determinación de la Capacidad de Campo

Para la obtención de la capacidad de campo de nuestro suelo tamizado (<2mm), se pusieron 4 réplicas empapadas en agua durante 72h a -0,33bares de presión en una olla de Richards. Antes de introducir la muestras, se empapó una placa porosa sobre la que se iban a colocar las muestras, con el objetivo de que el agua pudiera circular. Una vez se colocó todo se cerró la olla y se activo el compresor, aplicando la diferencia de presión deseada gradualmente. Debido a este cambio de presiones, el agua salió de los poros del suelo, saliendo de la olla por el tubo de recogida. Como ya se ha dicho antes, este proceso dura 72h. Cuando se tuvo la muestra a capacidad de campo, las muestras se pesaron, anotando el peso de la muestra a capacidad de campo (W_{SH}), y después se secaron a 105°C en la estufa, hasta que perdieron toda la humedad, obteniendo el peso seco (W_{SS}).

El valor de la capacidad de campo viene dada por la siguiente fórmula, donde ya se han indicado los valores de cada expresión;

$$w_{cc} = \frac{W_{SH} - W_{SS}}{W_{SS}}$$

Este parámetro no fue necesario para determinar la humedad a la que debían estar las muestras durante el período de incubación, y poder así obtener la cantidad de agua que se le debía suministrar a los anillos antes de ser introducidos a incubar

6.2.3. Características del Biochar

Para este estudio se emplearon dos tipos de biochar traídos desde Suiza por la empresa *Swiss Biochar Sarl*, el biochar (B) y el biochar con nitrógeno (BN). Tanto el Biochar y el Biochar-N, cuya materia prima fue *Miscanthus*, fueron pirolizados a 400°C en un proceso de pirólisis lenta.

Las características químicas de cada uno se pueden ver en la Tabla2.

	Biochar	Biochar-N
Carbono (%)	83,8	87,2
Nitrogeno (%)	0,51	1,13
P (g/kg)	1,58	1,23
Ca (g/kg)	18,81	12,48
Mg (g/kg)	1,92	1,83
Na (g/kg)	0,81	0,55
K (g/kg)	12,18	8,95
Al (g/kg)	2,07	2,16
Cu (mg/kg)	13,5	10,4
Zn (mg/kg)	67,8	44,2
Fe (mg/kg)	2531,5	2187,7
Mn (mg/kg)	196,1	168,6
Cd (mg/kg)	0,15	0,13
Pb (mg/kg)	0,0	0,0
Cr (mg/kg)	79,9	97,5
Ni (mg/kg)	32,6	25,5

Tabla 2: Propiedades químicas del biochar empleado en el estudio: B y BN.

Fuente: Elaboración propia.

Como se puede ver, el biochar retiene cierta cantidad de nutrientes (Ca, Mg, K) además de N, que

en el caso del tratamiento BN se le añadió mayor cantidad.

6.2.4. Preparación de los Anillos

La equivalencia en los tratamientos del laboratorio con los tratamientos aplicados en campo (Biochar 10t C/ha, Biochar con N 10t C/ha, Biochar 2t C/ha), se calculó equiparando la cantidad de cada biochar a aplicar sobre la superficie de los anillos, respecto al aplicado en el campo. Así, teniendo en cuenta que los porcentajes de C eran diferentes en el biochar (83% C) y el biochar-N (87% C), se obtuvo la siguiente tabla de tratamientos (Tabla3)

	Suelo Muestra (g)	Biochar (g)	Biochar-N (g)	Total (g)
Biochar 10	30	2,27	-	32,27
Biochar 2	30,00	0,45	-	30,45
Biochar N	30,00	-	2,10	32,10
Control	30,00	-	-	30,00

Tabla 3: Síntesis de las cantidades de suelo y biochar empleado para la preparación de los anillos de incubación. Fuente: Elaboración propia.

En la tabla 3 se puede ver la cantidad de biochar añadido a cada anillo, además de los 30g de suelo tamizado que se les añadió a todos. Se emplearon 60 anillos de acero inoxidable de 5cm de diámetro y 2,5cm de profundidad. En total se hicieron 4 tratamientos (BC, B2, B10 y BN), con tres réplicas de cada tratamiento para 5 fraccionamientos diferentes. (4 tratamientos.x3 repeticiones.x5 fraccionamientos = 60 anillos).

La parte inferior del anillo se cubrió con una malla de nylon 53µm para mantener la integridad de la muestra al colocarse definitivamente en suspensión, y mantener la transferencia de oxígeno y agua a través de esta durante la incubación.

Una vez realizado el montaje se colocaron los 60 anillos dentro de tarros herméticamente cerrados y se pusieron a incubar a 25°C. Durante la incubación los botes se abrieron cada 3-4 días para evitar que se dieran condiciones anaerobias en su interior que pudieran afectar a los microorganismos presentes en el suelo.

Los anillos se incubaron durante 91 días, en los que se realizaron 5 fraccionamientos. Los tiempos de incubación se ven en la tabla inferior. (Tabla 4)

	Fracc1	Fracc2	Fracc3	Fracc4	Fracc5
Día	28	43	63	77	91

Tabla4: Esquema de los días de fraccionamiento realizados durante la incubación. Fuente, elaboración propia.

Para cada fraccionamiento se empleaban 12 anillos (3xBC, 3xB2, 3xB10 y 3xBN). Para favorecer la posible formación de agregados, la primera incubación fue la más larga de todas, siendo la primera de 18 días y las otras de de aproximadamente 15 días

6.2.5. Fraccionamiento en Húmedo

El objetivo de este fraccionamiento fue el de separar los anillos incubados en diferentes tamaños de agregados y partículas primarias del suelo. Los diferentes tamaños de partículas obtenidos tras el proceso, se pueden ver en la Tabla 5

Partículas	Tamaño
Macroagregados grandes (LMagg)	>2000 μ m
Macroagregados (Magg)	2000-250 μ m
Microagregados (magg)	250-53 μ m
Limos (Silt)	53-2 μ m
Arcillas (Clay)	<2 μ m

Tabla 5: Representación de los tamaños de fracciones de suelo estudiados y sus tamaños. Fuente: elaboración propia.

Para realizar este fraccionamiento en húmedo, se empleó el equipo de tamizado en húmedo Eijkelkamp, que se emplea para determinar la estabilidad de los agregados del suelo. Los agregados estables no se rompen tan fácilmente como los agregados inestables en el agua. Con este aparato se midió la estabilidad de los agregados en el agua de las fracciones L_{Magg}, Magg, magg, Silt y Clay mediante el uso de tamices de 2000 µm, 250 µm y 53 µm.

Media pastilla obtenida tras la incubación se empleó para realizar el fraccionamiento, mientras que con la otra mitad, se calculó el porcentaje de humedad de ésta, y el resto se puso guardado en la nevera a 4 °C para ser empleado en el futuro en caso de que fuera necesario.

La media pastilla (16g aprox) de la incubación que iba a ser empleada para el fraccionamiento, se desmenuzó siguiendo los planos de ruptura naturales del suelo, con el objetivo de no romper en este proceso los agregados, y se colocaron sobre los tamices de 2000 µm.

Estos tamices se introdujeron en agua destilada durante 10 minutos para darle tiempo al suelo de que absorbiera todo el agua y se rellenaran de agua los poros del suelo. Tras este período sumergido, se puso en marcha el aparato de tamizado en húmedo en el ciclo de 3 minutos (± 5 seg, según especificaciones de la máquina). Los agregados que permanecían estables no pasaban por el tamiz y se recogían y las fracciones que pasaban se vertían de nuevo en el siguiente tamiz, siguiendo un orden descendente de tamaño. La parte recuperada se secaba en la estufa a 50°C.

Los restos que pasaron por el tamiz al vaso de inmersión, se pasó por el siguiente tamaño de tamiz, recogiendo con cuidado cualquier resto que pudiera quedar en el vaso. La fracción recuperada volvió a pasar por el ciclo de tamizado de 3 minutos, esta vez con un tamiz de inferior tamaño y vuelto a recuperar. Este proceso se hizo con los tres tamaños de tamices (2000 µm, 250 µm y 53 µm).

6.2.6. Centrifugación de arcillas y limos.

Después del proceso de fraccionamiento, la fracción Sil y Clay debían separarse. Para separar estas dos fracciones se realizaron dos centrifugaciones, calculando el tiempo de cada centrifugación según el tamaño de partícula, siguiendo la Ley de Stokes:

$$V_s = \frac{2}{9} \frac{r^2 g (\rho_p - \rho_f)}{\eta}$$

Para verificar que durante el centrifugado sedimentaban todas las arcillas, se comprobó que en una de las soluciones centrifugadas, no restaran partículas de arcillas. Para ello, se utilizó un embudo Büchner conectado a un kitasato y a una bomba de vacío, en el que se le colocó un filtro de 45 µm y se le añadió el agua procedente de un bote centrifugado de limos, en el que solo debían quedar la fracción de arcillas. Después de filtrarse toda el agua, se comprobó que las partículas de arcilla se depositaron sobre la superficie del filtro.

Los tiempos y Gs de recuperación se ven en la Tabla 6.

	Tiempo (min)	Fuerza G
Limos	4-5	50
Arcillas	11-13	2000

Tabla 6: Tiempo de centrifugación y fuerzas G empleadas para la sedimentación de limos y arcillas. Fuente, elaboración propia.

Primero se centrifugaron los limos. Tras la centrifugación, se decanto el contenido de los botes con precaución de que los sedimentos que quedaron en la base del bote no cayeran al bote en el que se recogió el agua con las arcillas.

Tras enrasar los botes con las arcillas, se centrifugaron y se decantó el agua para que tan solo quedaran las arcillas de la base. Tanto los botes con las arcillas y los botes con los limos se introdujeron en la estufa a 50°C durante aproximadamente 4 días, hasta que se secaban

6.2.7. Balance de Masas.

Se realizó un balance de masas con las diferentes fracciones del suelo recuperados en los 5 fraccionamientos. Para ello se sumó los pesos secos de las fracciones recuperadas de todas las fracciones y se comparó con el peso seco de la cantidad de suelo empleado para el fraccionamiento, calculado con la formula:

$$\text{peso seco} = \frac{\text{peso húmedo} \cdot (100 - \% \text{ humedad})}{100}$$

6.2.8. Determinación de Carbono Orgánico

La determinación de C orgánico se realizó para las fracciones LMagg, Magg, magg y Silt, ya que la recuperación de la fracción Clay no fue lo suficientemente grande como para ser analizada por el método empleado)

Se siguió el protocolo específico de calidad establecido por el laboratorio de Neiker, que emplea el método de oxidación por vía húmeda. (Nelson D.W y Sommers L.E.; APHA, WWA, WPCF).

En esta técnica se utiliza dicromato mezclado con ácido sulfúrico como agentes de oxidación. Además se aplicó calor con los bloques (150°C) para que la reacción fuera completa. La principal ventaja de este método es que es rápido y no requiere mucho material y es apropiado para suelos con bajo contenido de COS (<15%). Como contra, cabe decir que se debe emplear un factor de corrección en los resultados obtenidos dependiendo del tipo de suelo analizado, pero en el caso de aplicar calor, el valor obtenido se acerca mucho al 100% de C orgánico (Bisutti et al, 2004).

Se emplearon dos muestras de 100 mg de cada muestra tamaño de muestra recuperada del proceso de fraccionamiento, añadiéndoles 1ml de agua en tubos de ensayos y se preparó la recta de calibrado pipeteando las siguientes cantidades de sacarosa (5g de CORG/l) y completando hasta 1ml con agua destilada.

[sacarosa] (mg de CORG)	Solución estándar de sacarosa (5g CORG/l)(μl)	Agua(μl)
0	-	1000
0,25	50	950
0,50	100	900
1,50	300	700
3,00	600	400
5,00	1000	-

Tabla 7: Modelo de la recta de calibrado empleado para la determinación de C. Fuente, elaboración propia.

Se añadió a todos los tubos 6ml de reactivo, ya mezclado, de ácido sulfúrico y dicromato. Se cerraron los tubos y se agitaron con un agitator, para introducirlos después en el bloque a 150°C

durante 1 hora. Tras una hora se sacaron de los bloques y se dejaron atemperar al aire, para una vez templados acabar de enfriarlos en agua. Cuando los tubos estuvieron fríos, se volvieron a agitar para homogeneizar las fases que se pudieran producir entre el ácido sulfúrico y el agua destilada y se centrifugaron a 3500rpm durante 3 minutos.

Por último se midió la absorbancia a 605nm de todos los tubos centrifugados, en el espectómetro, haciendo en primer lugar la recta de calibrado.

6.2.9. Cálculo del Contenido de Carbono Orgánico

Con los valores de absorbancia obtenidos con la recta de calibrado logramos la ecuación que relaciona la absorbancia (A605) y la COrg.(mg):

El COrg del suelo se calcula con las siguientes fórmulas suministradas por el método de determinación de C empleado por el laboratorio Neiker-Tecnalia;

$$\text{CORG (\% sobre PS)} = \frac{\text{CORG (\%)}}{(\text{PS} / 100)} \qquad \text{CORG (\%)} = \frac{\text{CORG (mg)}}{\text{Pm (mg)}} \cdot 100$$

CORG: Contenido en carbono orgánico (en mg en el tubo, en % sobre suelo secado al aire o en % sobre peso seco)

Pm: Peso de suelo secado al aire (mg).

PS: Peso seco del suelo a 103 °C (%).

6.2.10. Análisis Estadístico

Para el análisis estadístico de los resultados obtenidos se empleó el programa StatView, realizando el análisis de varianza da ANOVA de medidas repetidas para determinar diferencias significativas

entre los diferentes tratamientos aplicados y entre los diferentes plazos de incubación. Los resultados significativos se dan con un nivel de probabilidad de $p=0,05$.

6.3. ENSAYO DE CAMPO

6.3.1. Descripción General del Ámbito de Estudio

Para establecer infraestructuras de evaluación del impacto del cambio climático y silvicultura adaptativa al cambio climático en las masas forestales productivas del Arco Atlántico se instaló el siguiente ensayo.

La infraestructura de demostración de silvicultura adaptativa propuesta por NEIKER-Tecnalia (y aprobada por unanimidad por el consorcio del proyecto) ha sido la de aplicación de biochar y cenizas al suelo. Para ello, se han construido unas parcelas de muestreo permanente, en un huerto semillero de *pinus radiata* situado en el Valle de Karrantza, donde se les ha aplicado a cada una de ellas, diferentes dosis de cenizas y biochar.

Compilando y comparando estos estudios a una escala regional un nuevo conjunto de información se pone a disposición para poder proporcionar conocimientos vitales de los mecanismos de adaptación de los ecosistemas, subrayando sus respuestas actuales propias de clima templado y el posible futuro de éstos bosques bajo escenarios de cambios globales

6.3.2. Localización

El País Vasco está situado en el extremo nororiental de la franja cantábrica y delimita al norte con el mar Cantábrico, al sur con La Rioja, al este con Navarra y al oeste con Cantabria y Castilla y León.

La zona de estudio está ubicada en la comunidad autónoma del País Vasco, dentro del municipio de Encartaciones, en la provincia de Bizkaia.

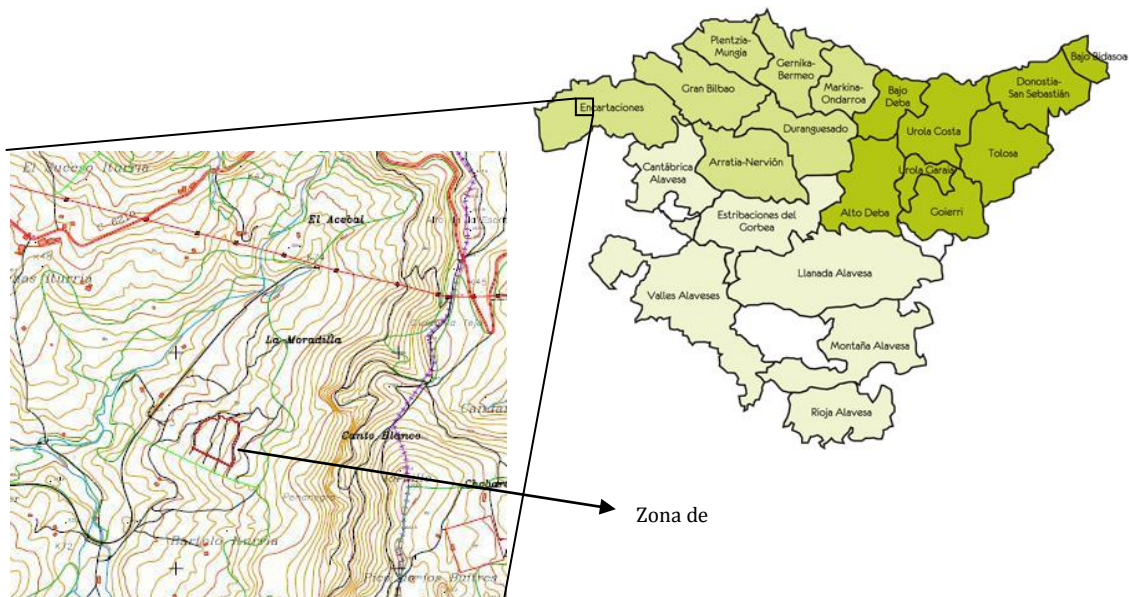


Figura 14: Ubicación del huerto semillero de Karrantza, unicado en Bizkaia (CAV). Fuente: elaboración propia.

6.3.3 Trabajo de Campo.

El montaje del área de ensayo se realizó en diferentes fases. Tras la selección del huerto semillero de Karrantza se identificaron varios bloques bien diferenciados entre ellos por pistas forestales que los dividían, tal y como se puede ver en la Figura 16.

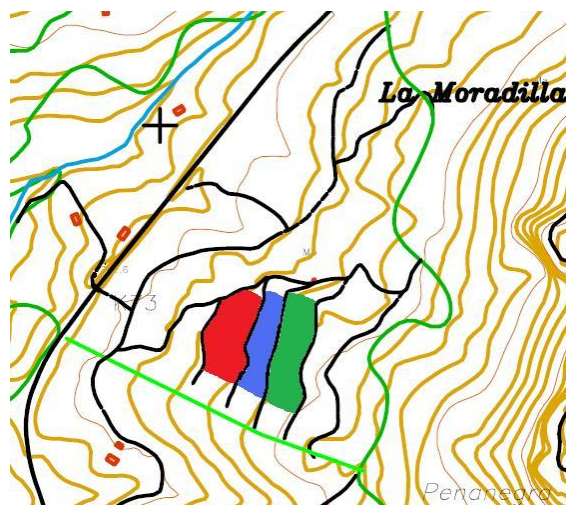


Figura15. Delimitación de las zonas de estudio en el huerto semillero. Fuente, elaboración propia.

Selección de las parcelas: Se eligieron parcelas al azar en una misma ladera para hacerlas lo más parecidas posibles entre sí. Después delimitaron las parcelas para la administración de tratamientos aprovechando las líneas de plantación de los árboles, que estaban plantados cada 6m, y se marcaron a su alrededor parcelas de 8x8m. Entre las diferentes parcelas se respetó siempre una distancia mínima de 2m para evitar posibles contaminaciones entre una parcela y su colindante al aplicar los diferentes tratamientos.

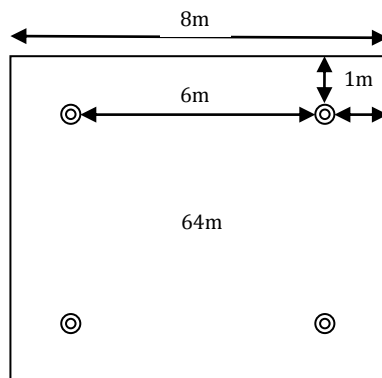


Figura 16. Modelo de parcela montada en zona de estudio. Fuente: Elaboración propia

Dentro de cada bloque se prepararon 3 replicas de los siguientes tratamientos de biochar y cenizas;

B10	10t /ha
B2	3,5 t /ha
BN	10 t /ha
C10	4,5 t/ha
C2	1,5 t/ha
CN	45 t/ha + 200kg/ha
CONTROL	No hay enmienda

Tabla8 : tratamientos aplicados en las parcelas del ensayo de campo. Fuente, elaboración propia.

Con los diferentes tratamientos y las replicas, dentro de cada bloque de estudio quedaron delimitados 21 parcelas. La distribución de los tratamientos se realizó al azar, mediante programa informático y sobre mapa, cuando todas las parcelas estuvieron montadas.

Delimitación de las parcelas: Una vez las parcelas fueron distribuidas al azar se procedió a marcarlas en la zona de estudio. Para esto se definieron diferentes colores para cada tratamiento y se marcaron los árboles que quedaban dentro de estos con espráis.

Distribución de los tratamientos: Los diferentes tratamientos de biochar se esparcieron sobre la superficie manualmente de un modo uniforme para que el efecto fuera el mismo en toda la superficie de la parcela. Las cantidades empleadas por tratamiento fueron las siguientes:

Biochar 10	75 Kg de Biochar por parcela
Biochar 2	15 Kg de Biochar por parcela
Biochar N	75 Kg de Biochar con N por parcela

Tabla 9: Representación de las dosis de Biochar y Biochar N aplicadas en las parcelas. Fuente elaboración propia.

Los tratamientos en el campo se aplicaron tras un período de lluvias, con el objetivo de que tanto el biochar y las cenizas pudieran humedecerse y permanecer más fácilmente en el suelo y así evitar su volatilización por el viento y tratar de reducir la posibilidad de su escorrentía por un nuevo episodio de lluvias. Al tratamiento de cenizas N se le tuvo que hacer un aporte de nitrato de amonio, ya que las cenizas no tenían su propio aporte de N, a diferencia de lo que pasaba con el Biochar-N.

Evaluación de la ecotoxicidad en lixiviados derivados de los tratamientos: Tras la aplicación de los tratamientos en las parcelas de la zona de estudio, se colocó un muestreador Rhizon para la determinación de la ecotoxicidad de los diferentes tratamientos aplicados al suelo. Los muestreadores constan de unos tubos delgados de polímero hidrófilo diseñados para extraer el agua del sedimento poroso del suelo usando el vacío. Éstos toman directamente el agua de los poros, como si fueran raíces artificiales y están conectados a una jeringa estándar. Con tirar del émbolo de la jeringa es suficiente para retirar el agua intersticial filtrada en los sedimentos.

Tras las lluvias caídas y la filtración del agua, se extrajo el agua de los poros del suelo, para de este modo tener muestras para el análisis toxicológico del biochar y las cenizas sobre el suelo. Las muestras se sometieron a dos bioensayos; un bioensayo de luminiscencia de la bacteria *Vibrio fischeri*, y otro de crecimiento y luminiscencia mediante el test de MARA y LumiMara.

7. RESULTADOS

7.1. Dinámica de agregación del suelo tras los tratamientos

Para la recuperación de las muestras se ha admitido un criterio de aceptabilidad de $\pm 15\%$. El promedio de recuperación final de cada fraccionamiento son los siguientes:

Fraccionamiento 1	106,7 $\pm 7,1\%$
Fraccionamiento 2	104,5 $\pm 5,0\%$
Fraccionamiento 3	110,6 $\pm 2,6\%$
Fraccionamiento 4	109,3 $\pm 5,7\%$
Fraccionamiento 5	101,04 $\pm 2,0\%$

El análisis estadístico indica que en las fracciones **LMagg**, **Magg** y **magg** se pueden diferenciar dos bloques de tratamientos con diferencias significativas entre ellos a lo largo de toda la incubación. BC y B2 (BC-B2) forman un grupo, mientras que B10 y BN (B10-BN) forman otro. BC-B2 no tienen diferencias significativas entre ellos, al igual que B10-BN. Observando estos dos grupos, se puede apreciar un efecto dosis.

Con los tratamientos de BC-B2, se forman una mayor cantidad de **LMagg** durante todo el período de incubación que con los tratamientos B10-BN. Los porcentajes de **LMagg** para B10 y BN a lo largo del tiempo rondan el 71% para los dos tratamientos, mientras que para BC y B2 rondan el 80% en ambos casos. Los tratamientos no presentan diferencias significativas en **LMagg** a lo largo del tiempo, por lo que no hay una evolución para ninguno de los 4 tratamientos.

En la fracción **Magg**, en los tratamientos B10-BN se forman una mayor cantidad de agregados que BC-B2, tal y como muestran las diferencias significativas obtenidas entre estos tratamientos. El porcentaje de **Magg** el día 28 es ligeramente inferior para todos los tratamientos que para el resto de los días de la incubación. Los incrementos entre el día 28 y el 43 para BC, B2, B10 y BN son respectivamente, +2%, +1%, +3% y 4% aproximadamente. Tras esto, desde el día 43 hasta el 91 el análisis estadístico no representa diferencias significativas entre los valores obtenidos con diferentes dosis.

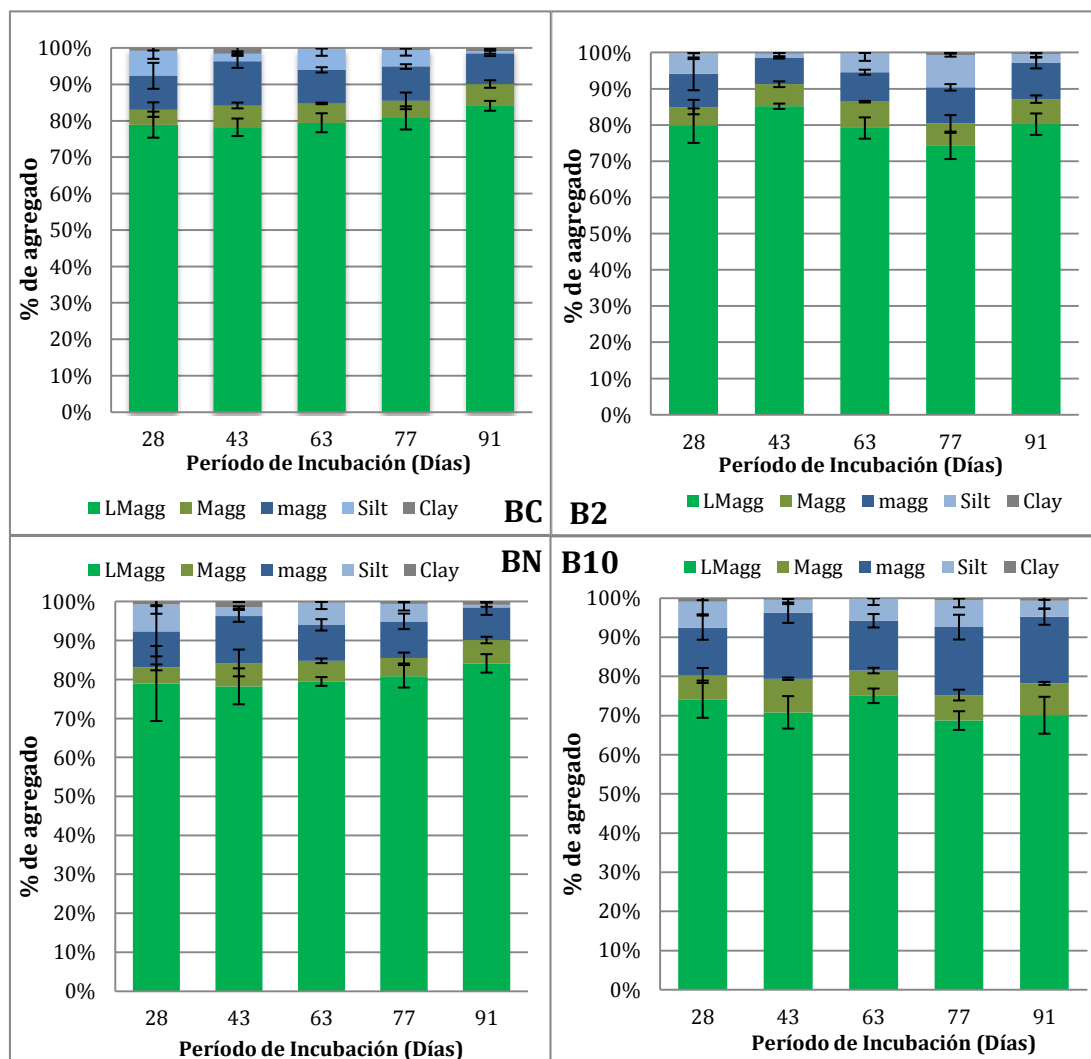


Figura 17: Distribución del porcentaje de cada tamaño de agregados del suelo y sus respectivas desviaciones estándar, respecto a los tratamientos BC, B2, B10 y BN. A lo largo del período de incubación.

En la fracción **magg** no se ven diferencias significativas en los tratamientos a lo largo del período de incubación. Los porcentajes de las fracciones B10-BN se mantienen estables a lo largo de la incubación, alrededor de un 15%, mientras que en BC y B2 los porcentajes rondan el 9% y también permanecen estables a lo largo del tiempo. Como se puede ver los porcentajes de B10-BN son superiores a BC-B2 a lo largo de toda la incubación (figura 1).

Tanto en la fracción **Silt**, como en la **Clay** no hay diferencias significativas entre ninguno los tratamientos aplicados. Sin embargo, en la fracción **Silt** se puede ver una oscilación significativa en los valores de la dinámica de agregación, disminuyendo del día 28 al 43, volviendo a aumentar para el día 63 y descendiendo de nuevo para el final de la incubación, en el día 91.

En el caso del **Clay** además, el análisis estadístico realizado no presenta ninguna diferencia significativa entre los tratamientos BC, B2, B10 y BN.

7.2. Distribución del C orgánico dentro de las diferentes fracciones de agregados

En el Figura19 se pueden ver las diferentes concentraciones de C orgánico para los tratamientos BC, B2, B10 y BN, y sus fracciones, a lo largo de los 91 días de incubación.

En lo que respecta a la concentración de C orgánico y los diferentes tratamientos aplicados al suelo, no hay diferencias significativas entre los tratamientos B10 y BN (B10-BN), mientras que sí que lo hay entre B10-BN y B2 (P-valor $<0,001$) y BC (P-valor $<0,001$) en todas las fracciones analizadas. También hay diferencias entre los tratamientos B2 y BC (P-valor $<0,001$). Los tratamientos B10-BN tienen siempre una mayor concentración de C orgánico que B2 y BC, pudiendo verse una mayor concentración en B2 respecto a BC durante todo el período de incubación. Estos valores tan significativos representan claramente el efecto de la dosis aplicada al suelo en la concentración de C, obteniendo mayor concentración de C en los tratamientos en los que se aplicó mayor cantidad de biochar (C), respecto al Control.

También se puede ver que las concentraciones de C orgánico no varían mucho entre las diferentes fracciones de los tratamientos analizados a lo largo de los 91 días; B10-BN tienen una concentración aproximada del 50 mg C g^{-1} de agregado en todos los tamaños de agregados, y B2 y BC rondan los 32 mg C g^{-1} de agregado y 25 mg C g^{-1} de agregado respectivamente, salvo en la fracción Magg, en la que los valores varían ligeramente al alza.

La concentración de C orgánico en la fracción **LMagg** se mantuvo estable, salvo en el día 63, que presenta un descenso en la concentración de C orgánico para los tratamientos B10-BN, y volviendo a subir tanto el día 77 y en el quinto fraccionamiento en el día 91. En ambos casos presenta un descenso significativo de casi 8 mg C g^{-1} de agregado, para el día 91 volver a niveles iniciales. Tanto en BC, como en B2, no se dan diferencias importantes en la concentración de C orgánico en el tiempo de incubación.

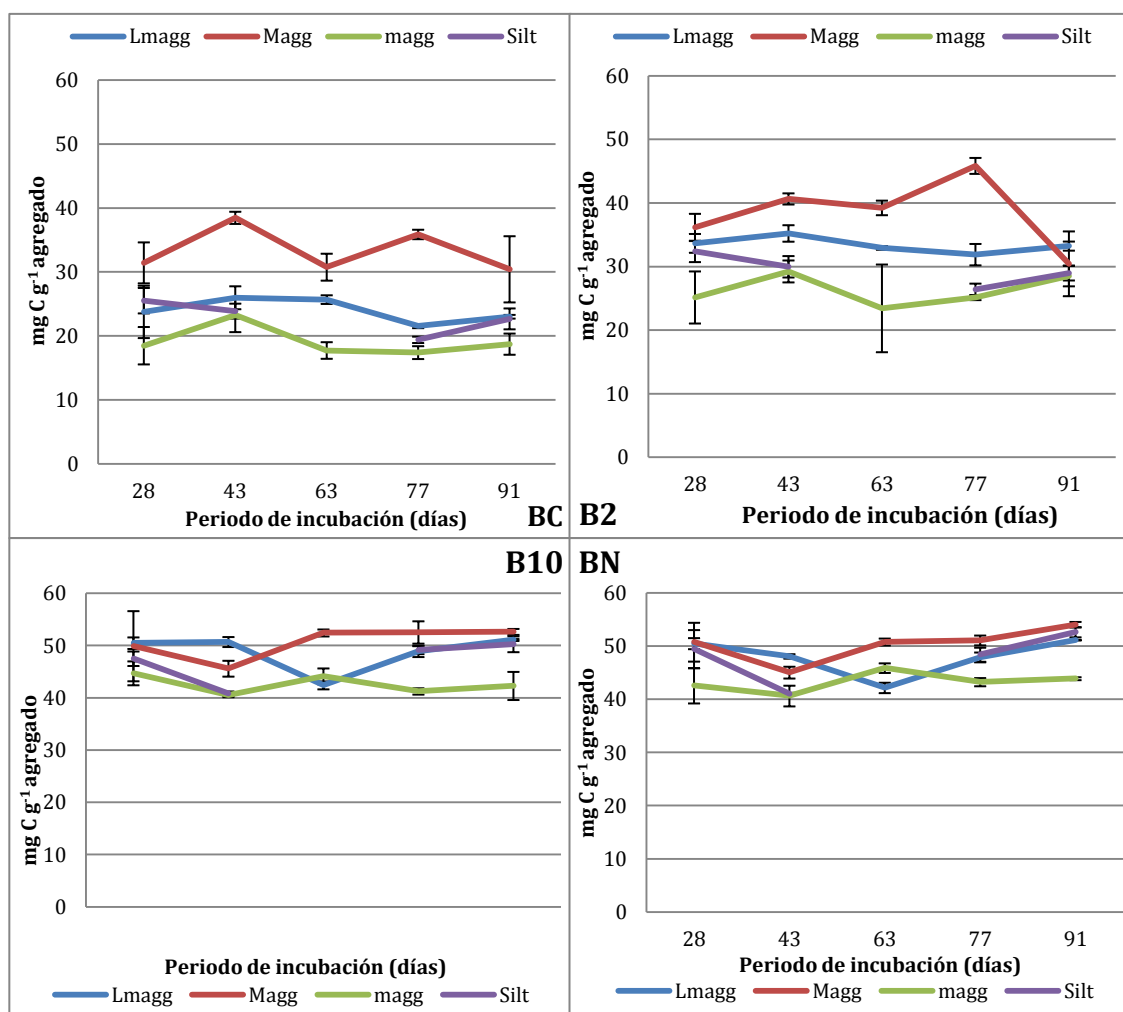


Figura 18:. Variación de la concentración de C orgánico para cada tamaño de agregado del suelo en los tratamientos BC, B2, B10 y BN, a lo largo de todo el periodo de incubación. Las barras de error representan las desviaciones estándar.

En la fracción **Magg**, en los tratamientos B10-BN se da un ligero incremento de las concentraciones de C, aumentando un 0,3 mg C g⁻¹ agregado en ambas fracciones, desde el día 28 hasta el final de la incubación. En el tratamiento B2 se ve un incremento de la concentración de C desde el día 43 hasta el día 77, sufriendo una disminución muy importante del día 77 (5 ± 1 mg C g⁻¹ agregado) al 91, ($30,4 \pm 5,1$ mg C g⁻¹ agregado) cayendo su concentración hasta los valores del tratamiento BC el mismo día ($30,4 \pm 5,2$ mg C g⁻¹ agregado). En BC se aprecia un ligero incremento de la concentración de C orgánico en el día 77, que vuelve a disminuir para el último día de incubación. En la fracción **magg**, no se ve diferencia significativa en la concentración de C orgánico a lo largo del período incubación en ninguna de las dosis aplicadas al suelo, es decir, que no varían a lo largo del tiempo. En lo que respecta a las concentraciones, en B10-BN es superior a B2 y BC, y B2 es ligeramente superior a BC, rondando los B10 y BN los 44 mg C g⁻¹ de suelo, el B2 un 27 mg C g⁻¹ y un 20 mg C g⁻¹ el BC.

Cabe mencionar que en el fraccionamiento de día 63 de la fracción **Silt**, debido a un problema con las muestras no se pudieron hacer las determinaciones de la concentración de C orgánico, por lo que los valores obtenidos tan solo representan los días 28, 43, 77 y 91. A falta de estos datos, los datos sobre esta fracción se emplearan globalmente, como dato medio de la concentración de C orgánico en esa fracción, y no se prestará atención a la posible evolución que haya podido tener en el tiempo.

7.3. Stock de C orgánico en el suelo.

La distribución del C orgánico en las diferentes fracciones puede verse en la Figura 20.

Cabe destacar que el mayor stock de C orgánico del suelo se almacena en la fracción LMagg a lo largo de todo el período de incubación. En análisis estadístico presenta diferencias significativas los días 63 y 91 del fraccionamiento en BC-B2, respecto B10-BN, habiendo un mayor stock de C en los primeros. También se aprecia un aumento del C retenido en la fracción magg con los tratamientos B10 y BN respecto a los valores obtenidos en B2 y BC, durante los 91 días de incubación.

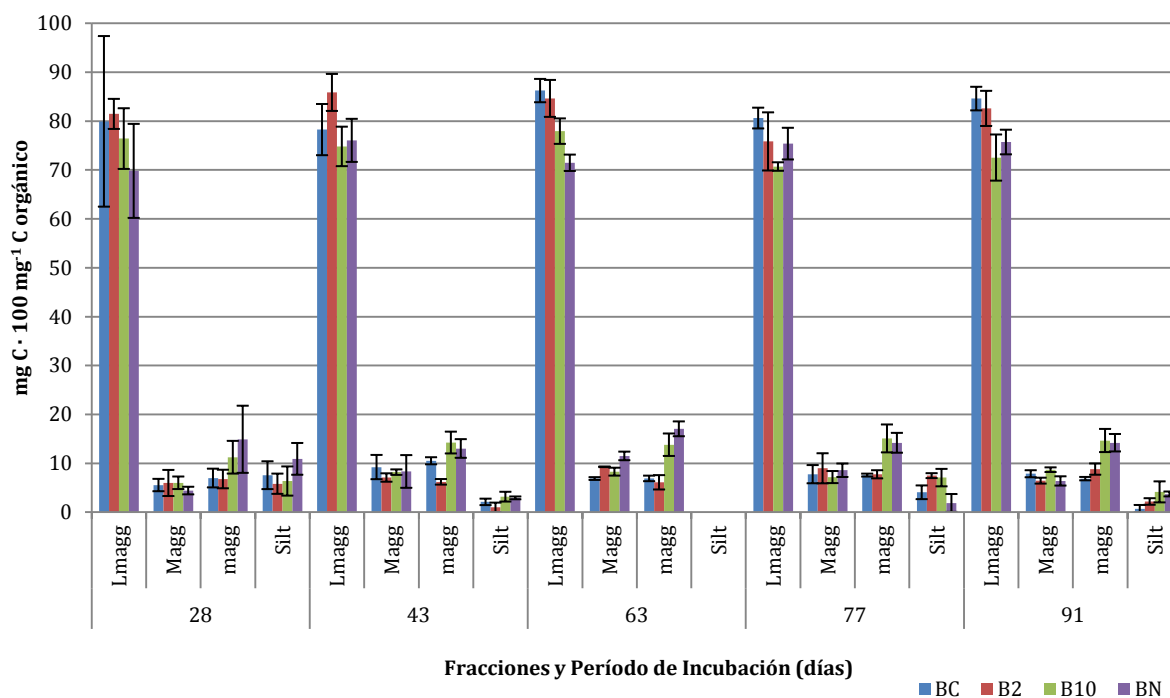


Figura 20: Stock de C orgánico en las fracciones LMagg, Magg, magg y Silt a lo largo del periodo de incubación para los tratamientos BC, B2, B10 y BN.

Los tratamientos B10 y BN producen una disminución significativa del stock de carbono en la fracción **LMagg**, respecto a BC y B2. Esta disminución del stock de C entre B10-BN y BC-B2, se mantiene a lo largo de toda la incubación.

El stock de C retenido en la fracción **Magg** no presenta efecto dosis, ya que el análisis estadístico no presenta diferencias significativas entre BC, B2, B10 y BN. El stock de C aumenta desde el día 28 hasta el día 63 de la incubación para volver a disminuir el último día de la incubación. El stock del día 28 es significativamente inferior al del resto de la incubación.

El incremento de la dosis de biochar produce un incremento significativo en la cantidad de C almacenado en la fracción **magg**, si bien no hay diferencia entre los stock en el tiempo de incubación.

Una vez más la fracción **Silt**, debe ser tratada con especial cuidado, debido a la ausencia del valor del stock de C orgánico para el día 63. El análisis estadístico no presenta diferencia significativa entre tratamientos, aunque sí se puede intuir una disminución entre los días 28 y 43, y 77 y 91.

8. DISCUSION

En este estudio se ha analizado el efecto que tiene la aplicación de diferentes tratamientos de biochar, procedente de *Miscanthus* y sometido a pirólisis a baja temperatura (400°C), en la dinámica de agregación del suelo y el secuestro de carbono en las fracciones LMagg, Magg, magg, Silt y Clay del suelo.

El modelo jerárquico de agregación propuesto por Tisdall y Oades (1982) explica las interacciones entre la MOS y los agregados. En este modelo se emplea el término “jerárquico” para postular los diferentes agentes de unión (agentes transitorios, temporales y persistentes), que actúan a diferentes niveles de agregación del suelo. Las partículas primarias (Clay) y los agregados del tamaño limo (Silt) (<20µm) se unen en microagregados (magg) (20-250µm) mediante los agentes persistentes de unión, y estos a su vez, se unen para dar lugar a los macroagregados (Magg y LMagg) (>250µm), mediante agentes de unión temporales y transitorios.

Oades (1984) añadió una ligera modificación al modelo, pero que resultó muy importante. El modelo jerárquico inicial (Tisdall y Oades, 1982), entendía un modelo de formación de agregados secuencial (Arcillas → Limos → microagregados → macroagregados), mientras que la nueva idea de Oades (1984) defendía que los microagregados también se podían formar dentro de los macroagregados en descomposición.

Por último, Elliot (1986), explicó que la pérdida de MOS debida al cultivo. Como consecuencia directa del concepto de los microagregados uniéndose entre sí por la MOS para dar macroagregados, Elliot (1986) dijo que la MOS se perdía con el cultivo. Esto se demostró cuando se identificó que el cultivo del suelo disminuye la agregación y hace disminuir la MOS lábil.

Basándose en todo lo anterior, se pueden emplear las siguientes observaciones para identificar la existencia de un modelo jerárquico de agregación en el suelo;

- La descomposición gradual de los macroagregados en microagregados
- Un incremento de la concentración de C junto con el incremento del tamaño de agregado.
- Un contenido más alto de C nuevo y más lábil en los macroagregados que en los microagregados.

Por último cabe remarcar que para el estudio de la formación de nuevos macroagregados, el suelo de muestra fue tamizado para destruir los macroagregados existentes en el.

8.1. Dinámica de agregación del suelo y C orgánico de los agregados

El análisis estadístico indica que hay diferencias entre los tratamientos B10-BN y BC-B2 en lo que respecta la dinámica de agregación del suelo y el contenido de C orgánico asimilado en los agregados, lo cual nos indica que el tratamiento con dosis más baja de biochar no presenta diferencias significativas con el tratamiento BC.

En primer lugar se observa que la proporción de LMagg es mayor en los tratamientos BC-B2, en comparación con los tratamientos B10-BN, además cabe señalar que esta proporción se mantiene estable durante todo el periodo incubación para los cuatro tratamientos.

Durante los 29 primeros días se formaron los LMagg y los Magg, tanto para los tres tratamientos aplicados como para el tratamiento control. Las muestras fueron incubadas a temperatura y humedad constante, creando de este modo condiciones óptimas para el crecimiento de los microorganismos. Así pues, esto pudo haber facilitado el gran crecimiento de la biomasa microbiana en estos primeros días de incubación y aún sin poder corroborarlo por falta de datos, este hecho podría haber sido el causante de la macroagregación inicial del suelo, que se ha podido dar a partir de 4 mecanismos; 1) alteración de la materia orgánica o degradación microbiana, 2) unión de las células a las partículas del suelo, 3) producción de EPS (Sustancias Poliméricas Extracelulares) y, 4) construcción de biofilms por la comunidad microbiana, produciendo la agregación de las partículas del suelo (Mueller, R.F., 1996).

Además de éstas condiciones óptimas para el crecimiento de la biomasa, Guo y Rockstraw (2007), mostraron que a medida que aumenta la temperatura del proceso de pirolisis, la cantidad de cenizas en el biochar también aumenta. Esta ligera cantidad de cenizas aporta nutrientes al suelo que pueden quedar disponibles para los microorganismos, debido al efecto de encalado que produce el biochar, al aumentar el valor del pH de su entorno (Glaser et al. 2002; Lehmann and Rondon 2006). Éstos microorganismos son muy sensibles a los cambios de pH, ya que puede hacer cambiar la masa microbiana, la actividad y estructura del grupo (Pietri, A., 2008; Brookes, 2009). No obstante, Tryon (1948) mostró que en los suelos arenosos y limosos el incremento del pH debido a la adición de biochar, era mayor que en los suelos arcillosos.

La colonizaciones por microorganismos observadas tras la adición del biochar se pueden atribuir a tres mecanismos: 1) La estimulación directa debida al incremento de disponibilidad de C, N y micronutrientes liberados por el biochar, 2) un microentorno más favorable provisto por la “charsphera” (superficie del biochar que interactúa con el entorno) y, 3) disminución de la toxicidad de Al y Mn, y un incremento de la solubilidad del suelo debido al incremento del pH (Luo, Y. et al., 2013).

Así pues, aunque se podría esperar un aumento de la macroagregación del suelo en los tratamientos con altas dosis de biochar a causa de la estimulación de la actividad microbiana, los resultados muestran que la proporción de LMagg es menor en estos tratamientos. Este hecho puede haber sido causado por la promoción de interacciones entre la MOS y los minerales del suelo, causadas por los productos de oxidación que contiene el biochar y que a su vez han podido estimular la creación de magg y consecuentemente Magg.

La mayor parte de los efectos del biochar en las condiciones del suelo, están influenciados por los productos de oxidación que contienen como, grupos funcionales ácidos y material húmico (Cheng *et al.*, 2006). La interacción entre la MOS y los minerales del suelo ha recibido una atención considerable en la literatura. Von Lützow *et al* (2006) concluía que existen algunas evidencias sobre la interacción entre los minerales del suelo y el biochar, que conducían a una acumulación en el suelo, aunque los mecanismos responsables de este proceso son aún desconocidos. Un mecanismo potencial es la oxidación de los grupos funcionales de la superficie del biochar, que favorece la interacción de la materia orgánica del suelo y la fracción mineral (Lehmann *et al*, 2005; Glaser *et al*, 2002). Los resultados obtenidos en este campo hasta la fecha, difieren en la velocidad en la que se da la oxidación de la superficie, hablando algunos de períodos cortos y otros muy largos. Investigaciones previas han mostrado que las sustancias húmicas pueden emplearse como acondicionadores para incrementar la estabilidad de los agregados (Piccolo & Mbagwu, 1990; Piccolo *et al.*, 1997; Imbufe *et al.*, 2005), hecho que puede percibirse a partir de la formación de complejos *arcilla-humus* por las sustancias húmicas (Piccolo *et al.*, 1997). Del mismo modo, Brodowski *et al* (2006) encontraron indicios de que el biochar actúa como agente de unión en los microagregados en suelos forestales de Alemania.

Así, la gran proporción de microagregados que se observa en las muestras con altas dosis de biochar, puede haberse debido a esta formación de complejos *arcilla-humus* en la que participa el biochar. A su vez, los microagregados pueden estar siendo unidos entre sí mediante la acción microbiana, que forma agentes temporales de unión, para formar los Magg. Esta podría ser la explicación aunada del proceso de incremento de la fracción Magg y la disminución de Silt en el suelo hasta el día 43.

Del mismo modo, cabe destacar que a partir del día 43 del periodo de incubación, la distribución de los agregados del suelo permaneció estable hasta el final. El motivo de que este hecho suceda, puede haberse debido a que los efectos del biochar en la agregación del suelo, son limitados en un período de incubación corto, tal y como expone Liu, X.H. *et al.* (2012). Así, a pesar de que se haya observado un incremento inicial de Magg la mejora en la agregación del suelo es un proceso largo (Liu, X.H. *et al.*, 2012), por lo que no se han podido observar cambios que tal vez se hubieran podido dar más adelante.

La fracción Magg presenta un descenso brusco de la concentración de C orgánico del día 77 al 91 en el tratamiento B2, sin que se observe un descenso en la proporción de agregados del mismo tamaño. Junto con la disminución de la concentración de C orgánico de Magg, se observa un ligero incremento de la concentración de C orgánico en el resto de fracciones, que en total, no pueden explicar la pérdida del C. Parece que este descenso no ha podido ser debido a la mineralización, ya que la proporción de Magg en la dinámica de agregación para el día 77, permanece estable. A diferencia del tratamiento B2 las concentraciones de C orgánico en la fracción Magg en los tratamientos B10 y BN, permanecen estables en este período, al igual que la proporción de sus fracciones.

Así, se concluye que la dinámica de agregación del suelo de las muestras con tratamiento de biochar, no sigue el modelo jerárquico de agregación del suelo propuesto por Tisdall y Oades (1982), en el que se espera que haya una descomposición gradual de los macroagregados en microagregados (Oades y Waters, 1991). Del mismo modo, cabe destacar que en lo que se refiere a la concentración de C orgánico en las diferentes fracciones, si que sigue una jerarquía en LMagg, Magg y magg, ya que a mayor tamaño de agregado, mayor contenido de C orgánico. No obstante, la fracción Silt, a pesar de la ausencia del valor de concentración de C orgánico en el día 63, se intuye que no sigue esta jerarquía, ya que su concentración se encuentra por encima de la concentración de C en magg en el resto de valores obtenidos. Este incremento en la concentración de C en la fracción Silt, puede ser debida a la complejación *arcilla-humus* anteriormente descrita (Piccolo et al., 1997).

8.3. Stock de C en el suelo

Respecto a la capacidad de retención de C de los diferentes tratamientos, cabe destacar que en B2 y BC se retiene una mayor cantidad de C orgánico en la fracción LMagg. Esto es debido a la mayor cantidad LMagg presente en estos tratamientos, y por consiguiente a la menor ruptura y liberación de C orgánico. Según explica el modelo jerárquico de agregación del suelo, una disminución en la cantidad de macroagregados, conlleva un incremento de los microagregados, debido a la degradación de los primeros.

El incremento de la fracción magg del suelo, promueve el secuestro de carbono, ya que como se ha indicado antes, protege mejor la MOS y la preserva de la degradación microbiana, pero a su vez empeora la estructura del suelo, disminuyendo la densidad aparente del suelo, la resistencia a la erosión, aumento de la infiltración del agua y dificultando el enraizamiento de las plantas; factores que se ven favorecidos por la formación de LMagg.

Cabe destacar que en los tratamientos en los que se ha aplicado biochar, parece haber una estabilidad en la retención de C por las fracciones LMagg y magg, hecho que podría explicarse por la estabilidad que presenta el C orgánico en este producto a lo largo del tiempo.

El stock de C retenido en la fracción Silt era ligeramente superior al de Magg en el día 29 de incubación, posiblemente debido a los complejos *arcilla-humus* que se estaban formando e integrándose en los magg para dar finalmente Magg. Este parece ser un posible motivo de la disminución del stock de C en la fracción Silt.

8.2. Efectos del Estudio Sobre el Secuestro de Carbono y las Propiedades del Suelo.

Como se ha podido ver, la aplicación del biochar en altas dosis en el suelo, parece tener efecto en la dinámica de agregación, favoreciendo la formación de microagregados. Esto puede tener un efecto positivo sobre la retención de C en el suelo, ya que es en la fracción microagregados donde mejor se protege la MOS.

A su vez, se ha observado una disminución de los macroagregados del suelo. Estos, juegan un papel muy importante en la infiltración del agua, debido a la macroporosidad que presentan en su estructura. Estos macroporos facilitan la infiltración del agua, disminuyendo la posibilidad de la escorrentía superficial y de la erosión.

Tanto la fracción mineral como los componentes orgánicos pueden influir en la capacidad de retención de agua. A pesar de que los niveles altos de MOS incrementan la capacidad de retención de agua y pueden alcanzarse deliberadamente, los cambios serían temporales a no ser que este régimen se mantuviera. Glaser et al. (2002) informaron que la retención de agua en Terra Preta era un 18% superior que en los suelos adyacentes, en los que había presente carbón vegetal. Como el biochar es estable en el suelo, tiene potencial para modificar directamente la capacidad de retención de agua a largo plazo, a través de sus macroporos. La distribución del tamaño de partículas en suelos con enmiendas de biochar puede tener un impacto en la textura del suelo a macroescala, pero sus efectos deberían de ser a corto plazo, ya que el biochar parece dividirse rápidamente en partículas de tamaño limo o inferiores (Brodowsky et al, 2007), posiblemente por abrasión, ciclos de dilatación-compresión y congelación-descongelación, etc. El biochar puede permanecer particulado durante largo tiempo (Skjemstad et al, 1996; Lehmann et al, 2005; Lehmann et al, 2008), aunque el tamaño de las partículas puede disminuir en décadas (Nguyen et al, 2008). Todo lo anteriormente citado indica que a largo plazo, los efectos del biochar en la humedad disponible serán positivos en suelos arenosos, normalmente dominados por poros mucho mayores que los presentes en el

biochar, que en suelos con texturas medias y potencialmente perjudicial en la retención de humedad en suelos arcillosos.

Además de mejorar la capacidad de retención de agua, el biochar puede tener capacidad de disminuir la pérdida de nutrientes por lixiviación, aumentando el ciclado de los nutrientes, como se ha podido observar en varios estudios de campo. Aún no se han podido describir los procesos subyacentes, ya que no han sido demostrados directamente. En general, tanto la fracción mineral como la orgánica contribuyen a la capacidad de intercambio catiónico en el suelo. Esta capacidad puede retener los nutrientes, y ponerlos a disponibilidad de las plantas más adelante.

La gestión del suelo requiere tener en cuenta muchos factores diferentes entre sí, que en algunos casos son contradictorios los unos con los otros. La adición de biochar parece tener efectos positivos a la hora de mejorar la capacidad de secuestro de C en enmiendas de gran cantidad, pero parece también que disminuyen la proporción de macroagregados respecto a los microagregados en el suelo. Ante este caso existe la disyuntiva de tener que elegir entre una buena estructura del suelo o una mayor capacidad de secuestro de carbono.

El biochar presenta propiedades que pueden favorecer el crecimiento vegetal, tales como el incremento de retención de agua y gran capacidad de intercambio catiónico. A la hora de gestionar el suelo se deberá estudiar si estas propiedades del biochar, pueden compensar de algún modo la disminución de la calidad de suelo que parece crear en el suelo.

Es por esto que el tipo de biochar empleado puede jugar un rol realmente importante. El proceso de pirolisis y el material empleado en éste pueden variar en gran medida las propiedades del biochar resultante del proceso. Hace falta una mayor investigación en las interacciones de diferentes suelos, con la gran variedad de biochar que se puede crear, para así poder hacer una gestión más adecuada.

9. CONCLUSIONES

- La aplicación de biochar en el suelo, produce una mayor cantidad de microagregados a dosis altas, reduciendo la accesibilidad de los microorganismos al C orgánico.
- Al aplicar biochar en el suelo, la teoría jerárquica de agregación propuesta por Tisdall y Oades (1982), no se cumple en la dinámica de agregación del suelo para ninguna de las dosis aplicadas, aunque se observa una jerarquía para la estabilización de C orgánico en los macroagregados y microagregados, pero no para la fracción limo.
- La creación de microagregados promovida por los tratamientos con altas dosis de biochar favorece el secuestro de C en el suelo a largo plazo, pudiendo ser empleado como una pieza más en la mitigación del cambio climático.
- Sin embargo, el biochar no fomenta la formación macroagregados, pudiendo producir una disminución de la calidad estructural del suelo.
- Se debe continuar con la mejora del conocimiento sobre los efectos que pueden producir los diferentes tipos de biochar obtenidos, por procesos diferentes de pirólisis, sobre la dinámica de agregación del suelo, debido a que las diferencias entre las funcionalidades de éstos puede ser grande.

10. BIBLIOGRAFIA

10.1. Libros y Artículos

- 1992. Requerimiento de oxígeno químico (ROQ)¹. En Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. (APHA--WWA--WPCF), 1992. Ed. Díaz de Santos.
- Almeida, M.H., Correia, A., Silva-Pando, F.J., Díez Casero, J.J., González, A., Cantero, A., Traver, C., Navarro, P., Castro, A., Paillasa, E., Jinks, R., 2010.
- Alvarado Ochoa, S., 2008. Efecto de las prácticas de manejo del suelo en la captura y estabilización del carbono. XI Congreso Ecuatoriano de la ciencia del suelo.
- Anbaw, G., Kissi, E., Misganaw, M., Nigussie, A., 2012. Effect of Biochar Application on Soil Properties and Nutrient Uptake of Lettuces (*Lactuca sativa*) Grown in Chromium Polluted Soils. American-Eurasian J. Agric. & Environ. Sci., 12 (3), pp 369-376
- Anderson, C.R., Condron, M.L., Clough, J.M., Fiers, M., Stewart, A., Hill, A.R., Sherlock, R.R., (2011). Biochar induced soil microbial community change: Implications for biogeochemical cycling of carbon, nitrogen and phosphorus. *Pedobiologia* 54, pp. 309-320.
- Angers, D.A., Recous, S., Aita, C., 2005. Fate of carbon and nitrogen in water-stable aggregates during decomposition of ¹³C ¹⁵N-labelled wheat straw in situ. *European Journal of Soil Science* Vol 48, pp 295-300.
- Balabene, M., Plante, A.F., 2004. Aggregation and carbon storage in silty soil using physical fractionation techniques. *European Journal of Soil Science* Vol 55, pp 415-427.
- Bartoli, F., Dousset, S., (2011). Impact of organic inputs on wettability characteristics and structural stability in silty vineyard topsoil. *European Journal of Soil Science* Vol 62, pp 183-194.
- Birot, Y., Gracia, C., Palahí, M., 2011. Agua para los bosques y la sociedad en el mediterráneo. *What Science Can Tell Us*, Vol 1.
- Brocknick, C.J., Lal, R., 2004. Soil structure and management: A review. *Geoderma* 124 (2005), pp. 3 –22.
- Brodowski, S., John, B., Flessa, W., Amelung, W., (2006). Aggregate-occluded black carbon in soil. *European Journal of Soil Science* Vol 57, pp- 539-546.
- Bronick, C.J., Lal, R., (2005). Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124, pp. 3 –22.

- Burton, S.D., Cheng, C., Engelhard, M. H., Lehmann, J., Thies, J.E., 2006. Oxidation of black carbon by biotic and abiotic processes. *Organic Geochemistry* 37, pp 1477–1488.
- Cheng, C., Engelhard, M.H., Lehmann, J., 2008. Natural oxidation of black carbon in soils: Changes in molecular form and surface charge along a climosequence. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 72, pp 1598–1610.
- Christensen, B.T., (2002). Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science* Vol 52, pp 345-353.
- Christensen, B.T., Sorensen, L.H., (1985). The distribution of native and labelled carbon between soil particle size fractions isolated from long-term incubation experiments. *Journal of Soil Science* Vol 36, pp 219-229.
- Comisión Europea, 2010. Europa 2020. Una estrategia para un crecimiento inteligente, sostenible e integrador.
- Deneff, K., Six, J., (2005). Clay mineralogy determines the importance of biological versus abiotic processes for macroaggregate formation and stabilization. *European Journal of Soil Science* 56, pp. 469–479.
- Dugan, E., Verhoef, A., Robinson, S., Sohi, S. Biochar from sawdust, maize stover and charcoal: Impact on water holding capacities (WHC) of three soils from Ghana.
- Durenkamp, M., Luo, Y., Brookes, P.C., (2010). Impact of black carbon addition to soil on the determination of soil microbial biomass by fumigation extraction. *Soil Biology & Biochemistry* 42, pp. 2026-2029.
- Ernsting, A., Smolker, R., 2009. Biochar for climate change mitigation: Fact or Fiction?.
- FAO, 2009. Situación de los bosques del mundo 2009.
- FAO, 2009. Mitigación del cambio climático y adaptación en la agricultura, la silvicultura y la pesca.
- Fernandez-Ugalde, O., Virto, I., Barré, P., Gartzia-Bengoetxea, N., Enrique, A., Imaz, M.J., Bescansa, P., 2011. Effect of carbonates on the hierarchical model of aggregation in calcareous semi-arid Mediterranean soils. *Geoderma* 164, pp 203-214.
- Gaskin, J.W., Steiner, C., Harris, K., Das, K.C., Bibens, B., (2008). Effect of low-temperature pyrolysis conditions on biochar for agricultural use. *American Society of Agricultural and Biological Engineers* Vol. 51(6), pp. 2061-2069.
- Gregorich, E.G., Kachanoski, R.G., Voroney, R.P., (1989). Carbon mineralization in soil fraction after various amounts of aggregate disruption. *Journal of Soil Science* Vol 40, pp 649-659.

- Gurwick, N.P., Kelly, C., Elias, P., (2012). The scientific basis for biochar as a climate change mitigation strategy: Does it measure up?. Union of Concerned Scientists.
- Hammes, K., Schmidt, M., 2009. Changes of biochar in soil.
- Hontaria, C., Rodríguez- Murillo J.C., Saa, A., 2004. Contenido de carbono orgánico en el suelo y factores de control en la España peninsular. *Edafología*, Vol. 11(2), pp 149-157.
- Hoorman, J.J., Sá, J.C.M., Reeder, R., 2009. The biology of soil compactation. Ohio State University.
- Karhu, K., Mattila, T., Bergström, I., Regina, K., 2011. Biochar addition to agricultural soil increased CH₄ uptake and water holding capacity- Results from a short-term pilot field study. *Agriculture, ecosystem and environment* 140, pp303-313.
- Koide, R.T., Petprakob, K., Peoples, M., 2011. Quantitative analysis of biochar in field soil. *Soil biology and chemistry* 43, pp 1563-1568.
- Kwapinski, W., Wolfram, P., Byrne, C., Melligan, C., Novotny, E.H., Leahy, J.J., Hayes, M.H.B., (2009). Properties of biochar produced from *Miscanthus x giganteus* and its influence the growth of maize (*Zea mays* L.)
- Lee, Y., Eum, P., Ryu, C., Park, Y., Jung, J., Hyun, S., 2013. Characteristics of biochar produced from slow pyrolysis of *Geodae-Uksae*. *Bioresource Technology* 130, pp. 345–350.
- Lehmann, J., Joseph, S., 2009. Biochar for environmental management. Science and technology. Earthscan.
- Lehmann, J., Rillig, M.C., Thies, J., Masiello, C.A., Hockaday, W.C., Crowley, (2011). Biochar effects on soil biota- A review. *Soil Biology & Biochemistry* 43, pp. 1812-1836.
- Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Kremer, A., Barbati, A., García-Gonzalo, J., Seidl, R., Delzon, S., Corona, P., Kolström, M., Lexer, M.J., Marchetti, M., 2010. Climate change impacts adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest ecology and management* 259, pp 698-709.
- Liu, X.H., Han, F.P., Zhang, X.C., (2012). Effect of biochar on soil aggregates in the Loess Plateau: Results from incubation experiments. *International Journal of Agriculture & Biology*, pp. 975-979.
- Luo, Y., Durenkamp, M., De Nobili, M., Lin, Q., Brookes, P.C., (2011). Short term soil priming effects and mineralisation of biochar following its incorporation to soils of different pH. *Soil Biology & Biochemistry* 43, pp. 2304- 2314.

- Luo, Y., Durenkamp, M., De Nobili, M., Lin, Q., Devonshire, B.J., Brookes, P.C., (2013) Microbial biomass growth, following incorporation of biochars produced at 350C or 700C, in a silty-clay loam soil of high and low pH. *Soil Biology & Biochemistry* 57, pp. 513-523.
- Martínez H.E., Fuentes, E., Acevedo H.E., (2008). Carbono orgánico y propiedades del suelo. *R.C. Suelo Nutr. Veg.* 8, pp.68-96.
- McElligott, K., (2011). Biochar amendments to forest soils: effects on soil properties and tree growth.
- Nelson, D.W., Sommers, L.E., 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter. En *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods*. SSSA and ASA, Madison, USA
- Novak, M.J., Novak, Lima, I., Xing, B., Gaskin, J. W., Steiner, C., Das, K.C., Ahmedna, M., Rehrah, D., Watts, D.W., Busscher, W.J., Schomberg, H., 2009. Characterization of designer biochar produced at different temperatures and their effects on loamy sand. *Annals of environmental science* Vol3, pp 195-206.
- Orellana-Rivadeneira, G., Sandoval-Solís, M.L., Linares-Fleites, G., García-Calderón, N.E., Tamariz-Flores, J.V., (2012). Descripción de la dinámica de carbono en suelos forestales mediante un modelo de reservorios. *ACI: VOL. 3(1)*, pp. 123-135.
- Pachauri, R.K., Reisinger, 2008. Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de
- Peterson, T.C., Baringer, M.O., 2009. State of the climate in 2008.
- PNUMA (2012). Mitigación del cambio climático y adaptación en la agricultura, la silvicultura y la pesca.
- PNUMA, (2011). Seguimiento a nuestro medio ambiente en transformación: de Río a Río+20 (1992-2012)
- PNUMA, 2012. GEO5. Perspectivas del medio ambiente mundial.
- Puget, P., Chenu, C., Balesdent, J., (1995). Total and young organic matter distribution in aggregates of silty cultivated soils. *European Journal of Soils Science* Vol 46, pp 449-459.
- Roberts, K.G., Gloy, B.A., Joseph, S., Scott, N.R., Lehmann, J., 2010. Life cycle assessment of biochar systems: Estimating the energetic, economic, and climate change potential. *Environmental Science Technology* 44, pp 827-833.
- Rodeghiero, M., Heinemeyer, A., Schrumpf, M., Bellamy, P., Determination of soil carbon stocks and changes.

- Sandoval-Estrada, M., Celis-Hidalgo, J., Stolpe-Lau, N., Capulín-Grande, J., 2010. Efecto de las enmiendas con lodos urbanos y de salmonicultura en la estructura de un entisol y un alfisol en Chile. *Agrociencia* 44: 503-515.
- Shrestha, G., Swanston C.W., Traina S.J., 2010. Black carbon's properties and role in the environment: A comprehensive review. *Sustainability* 2, pp 294-320.
- Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S., Denef, K., (2004). A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil & Tillage Research* 79, pp.7–31.
- Six, J., Guggenberger, G., Paustian, K., Haumaier, L., Elliot, E.T., Zech, W., (2001). Sources and composition of soil organic matter fractions between and within soil aggregates. *European Journal of Soil Science* Vol 52, pp 607-618.
- Smith, J.L., Collins, H.P., Bailey, V., 2010. The effect of young biochar on soil respiration. *Soil biology and chemistry* 42, pp 2345-2347.
- Sohi, S., Lopez-Capel, E., Krull, E., Bol, R., (2009). Biochar, climate change and soil: A review to guide future research. *CSIRO Land and Water Science Report* 05/09.
- Sohi, S.P., Krull, E., Lopez-Capel, E., Bol, R., (2010). A review of biochar and its use and function in soil. *ADVANCES IN AGRONOMY*, Vol. 105, pp.47-82.
- Sparkers, J., Stoutjesdijk, P., (2011). Biochar: implications for agricultural productivity. Research by Australian Bureau of Agricultural and Resource Economics and Sciences.
- Spokas, K.A., Weyers S.L., 2011. Impact of Biochar on Earthworm Populations: A Review. *Applied and Environmental Soil Science* Vol. 2011.
- Steinbess, S., Gleixner, G., Antonietti, M., 2009. Effects of biochar amendment on soil balance and soil microbial activity. *Soil biology and biochemistry*, 41, pp 1301-1310.
- Steiner, C., Biochar carbon sequestration. University of Georgia, Biorefining and Carbon Cyclin program.
- Tisdall, J.M., Oades, J.M., (1982). Organic matter and water stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* Vol 33, pp 141-163.
- USDA, (2008). Soil quality indicator.
- Vdovic, N., Obhodas, J., Pikelj, K., (2010). Revisiting the particle-size distribution of soils: Comparison of different methods and sample pre-treatments. *European Journal of Science* Vol. 61, pp 854-864.

- Verheijen, F., Jeffery, S., Bastos, A.C., van der Velde, M., Diafas, I., (2010). Biochar applications to soil. A critical scientific review of effects on soil properties, processes and functions. JRC Scientific and Technical Reports.

- Woolf, D., Amonette, J., Street-Perrot, F.A., Lehmann, J., Joseph, S., 2010. Sustainable biochar to mitigate global climate change. Nature Communications.

- Zhu, Z., Field, D.J., Minasny, B., (2010). The dynamics of aggregate breakdown as a function of dispersive energy. World Congress of Soil Science, Soil Solution for Changing World.

evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. IPCC.

Lehmann, J., 2007. A handful of carbon. Nature Vol 447, pp 143-144

11. ANEXOS

11.1. Presupuesto.

CONCEPTO	CANTIDAD Y PRECIO	IMPORTE TOTAL
Desplazamientos y dietas		1,783.50 €
Viajes	15 (días) x 194(km/día) a 0.25€/km+ peaje 17.4 €	988.50 €
Transporte interno	10 días x 118 (km/día) a 0.25€/km	295.00 €
Dietas	50 días (10€/día)	500.00 €
Recursos humanos		34,415.00 €
Trabajo de campo	21€/h* (90h) x 4 auxiliares de campo	7,560.00 €
Trabajo de laboratorio	22.25€/h* (390h) x 2 auxiliares de laboratorio	17,355.00 €
Trabajo de despacho	23.75€/h* (400h)	9,500.00 €
Recursos materiales		435.83 €
Amortización equipamientos	1000 €/año (0.1 años)	83.33 €
Materia fungible	-	262.50 €
Reactivos	-	90.00 €
Subtotal		36,634.33 €
Costes indirectos		7,326.87 €
0.2 x 36,634.33€		
Subtotal factura		43,961.20 €
IVA		9,231.85 €
21%		
COSTE TOTAL		53,193.05 €

11.2. Programación del Proyecto.

